# AKKUMULATION VON Pb UND Cd IN MITTELEUROPÄISCHEN *Gasterosteus aculeatus* LINNE, 1758 POPULATIONEN (PISCES, GASTEROSTIDAE).

D i s s e r t a t i o n

Zur Erlangung des Grades
eines Doktors der Philosophie
der Philosophischen Fakultät
der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

EDUARDO KUNZE BASTOS
Rio de Janeiro - RJ

Saarbrücken
1985

# AKKUMULATION VON Pb UND Cd IN MITTELEUROPÄISCHEN *Gasterosteus aculeatus* LINNE, 1758 POPULATIONEN (PISCES, GASTEROSTIDAE).

D i s s e r t a t i o n

Zur Erlangung des Grades
eines Doktors der Philosophie
der Philosophischen Fakultät
der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

EDUARDO KUNZE BASTOS

Rio de Janeiro - RJ

Saarbrücken

1985

Der Dekan: Prof. Dr. P. FRANKE
Berichterstatter: Prof.Dr.rer.nat. P. MÖLLER
Prof.Dr. Ch. KUNZE

Tag der letzten Prüfungsleistung: 03. Juli 1985

*"Alle Dinge sind Gift, allein die Dosis macht,*
*daß ein Ding kein Gift ist"*

*Theophrastus Bombastus von Hohenheim,*
*genannt Paracelsus*
*(1493-1541)*

"Das Stechela. *Der Stichling besteht mehr aus warmer als aus kalter Luft. Er liebt den Tag und ernährt sich von Kräutern. Sein gesundes Fleisch bekommt Gesunden und Kranken. Er hat etwas von der Natur des Hechtes und des Brachsen".*

*Hildegard von Bingen*
*(1098-1179)*

DANKSAGUNG

Großen Dank schulden wir Herrn Prof.Dr.rer.nat. Paul MÖLLER, der uns dieses aktuelle und faszinierende Thema gab und uns bei allen Arbeiten unterstützt und beraten hat.

Auch möchten wir vielen wissenschaftlichen Mitarbeitern und Angestellten der Fachrichtung Biogeographie danken, die uns bei der Arbeit geholfen haben, insbesondere: Prof. Dr. Chr. Kunze, Frau A. Konzmann, Dr. W. Flacke, Dr. H. Schreiber, Dipl.-Geogr. G. Wagner. Ebenfalls danken möchten wir Allen die uns direkt oder indirekt Anregungen zu unserer Arbeit gaben, insbesondere: Prof. Dr. J.C.M. Carvalho (Mus.Nac./ FBCN), Prof. P.L. Dekeyser, Prof. Dr. D.R. Gifford, Prof.Dr. M.T. Mello (UnB), Priv.-Doz. Dr. E.J. Fittkau (München), Dr. W.R. Lourenço (Paris), Dr. R. Schaden ($CNP_q$), Dr. F. Schwamborn (DAAD/Bonn), A. Boock, M.Sc. (CPAP), $Eng^o$ $Agr^o$ M.T. Jorge Pâdua (IBDF). Speziellen Dank möchten wir zwei jungen saarländischen Studenten sagen: Heinz Joachim Müller (Biologie und ev. Theologie) für die Hilfe bei der Geländearbeit, Michael Raber (Biogeographie) für die Übersetzung. Vielen Dank für die Hilfe und Effizienz unseren Bibliothekaren; Dank an Frau M.L. Schu für die Zeichnungen; Meister K.-H. Gauer für die Glasbläserarbeit.
Dank auch den Mitgliedern des Sportfischerverbandes Saar e.V. und den Mitgliedern des Verbands Deutscher Vereine für Aquarien- und Terrarienkunde, Bezirk 13 Saar.
Zum Schluß möchte ich ganz herzlich SILVIA danken, meiner Frau und Kollegin.

Diese Arbeit wurde mit finanzieller und logistischer Hilfe von Deutschland durch den Stifterverband der Deutschen Wissenschaften und dem Deutschen Akademischen Austauschdienst und von Brasilien durch Conselho Nacional de Desenvolvimento Cientîfico e Tecnológico, Coordenação do Aperfeiçoamento de Pessoal de Nîvel Superior und Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuâria durchgeführt.

Inhaltsverzeichnis


| | | Seite |
|---|---|---|
| 1. | Einleitung und Problemstellung | 1 |
| 2. | Material, Methoden und Untersuchungsgebiet | 5 |
| 2.1 | Material | 5 |
| 2.2 | Methoden | 7 |
| 2.2.1 | Bedingungen für die Durchführung der akuten Toxizitätsprüfungen | 11 |
| 2.2.2 | Wichtige Beobachtungen während der Testdauer | 11 |
| 2.2.3 | Fangmethode | 12 |
| 2.2.4 | AAS-Bestimmungsverfahren | 12 |
| 2.3 | Beschreibung des Gewässersystems der Saar | 13 |
| 2.4 | Untersuchungsgebiet | 17 |
| 3. | Ergebnisse der Untersuchungen auf Schwermetallrückstände (Pb und Cd) bei Gasterosteus aculeatus im Gewässernetz der Saar | 34 |
| 3.1 | Blei | 35/36 |
| 3.2 | Cadmium | 35/37 |
| 4. | Ergebnisse der experimentellen Kontamination mit $CdCl_2$ bei Brachydanio rerio und Leuciscus idus | 38 |
| 4.1 | Brachydanio rerio | 38/39 |
| 4.2 | Leuciscus idus | 38/39 |
| 5. | Diskussion | 40 |
| 6. | Zusammenfassung | 66 |
| 7. | Resumo | 68 |
| 8. | Résumé | 70 |
| 9. | Summary | 72 |
| 10. | Literatur | 74 |
| 11. | Anhang | 93 |

## 1. Einleitung und Problemstellung

Zur Untersuchung von Belastungs- und Bioakkumulationsphänomenen in aquatischen Systemen erscheint der Stichling (Gasterosteus aculeatus) sowohl aus biogeographischen wie ökologischen Gründen als Bioindikator sehr gut geeignet; die potentielle Valenz als Indikatorspezies gründet sich vornehmlich auf folgende Sachverhalte:

a) Der Stichling zeichnet sich durch weite geographische Verbreitung und nahezu ubiquitäres Vorkommen in Europa (BERTIN, 1925; HEUTS, 1945; BERG, 1949; MÖNZING, 1963 a u. b) sowie in einigen Teilen Asiens (OKADA, 1955, 1959/1960; AMAOKA & HARUTA, 1972) und Nordamerikas aus (MILLER & HUBBS, 1969; VALDEZ & HELM, 1971; SCOTT & CROSSMAN, 1973; COAD & POWER, 1974); lediglich in Afrika sind keine Vorkommen bekannt (WOOTTON, 1976; s.Abb. 1).

b) Die Vorkommen erstrecken sich auf Gewässer von unterschiedlichen Saprobitätsgraden; dies gestattet es, mit Hilfe nur einer Spezies Daten von Gewässern auch unterschiedlicher Güte zu erhalten.

c) Biologie und Populationsökologie des Stichlings sind sehr gut untersucht; vor allem das Vermehrungs- und Revierverhalten, der Nestbau und das Balzverhalten (TINBERGEN, 1951; REISMAN, 1968; WOOTTON, 1976, COHEN & McFARLAND, 1979).

d) Der Stichling zeigt eine weitgehend bekannte genetische Differenzierung, die sich in strukturellen Merkmalen niederschlägt und deren Phänotypen mit ihrer unterschiedlich starken Beschilderung als "trachurus", "semiarmatus" und "leiurus" bezeichnet werden (MÖNZING, 1959, 1964 und 1972). Weiterhin ist das Auftreten eines schwarzen männlichen Hochzeitskleides anstelle eines roten bei Populationen im Chehalis River im Staate Washington genetisch bedingt (McPHAIL, 1969). Im Zusammenhang mit der genetischen

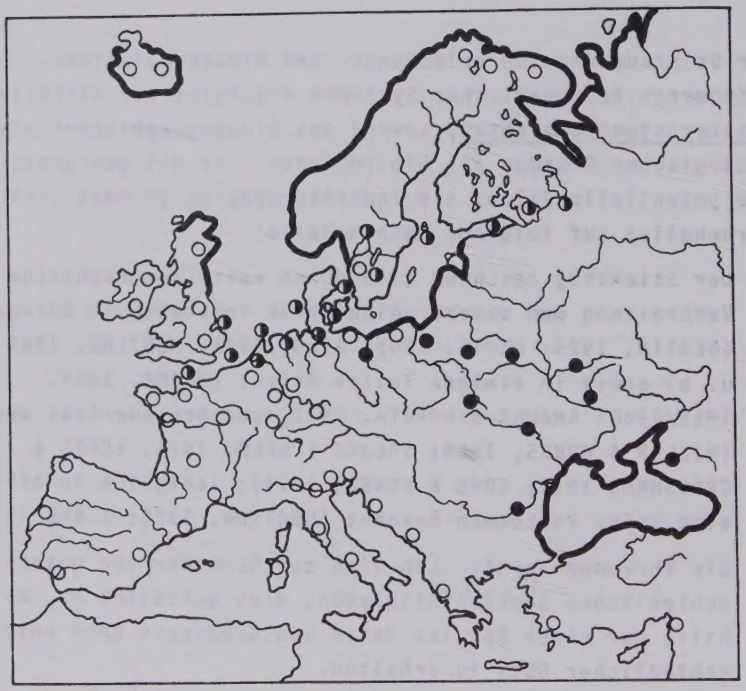


Abb. 1

Verbreitung des Dreistachligen Stichlings ( Gasterosteus aculeatus ) in Europa (verändert nach MÜNZING, 1963a ).

forma "trachurus"

forma "leiurus"

Mischpopulation
("trachurus", "semiarmatus" und "leiurus")

Differenzierung zeigten umfassende Untersuchungen auch physiologische Unterschiede bezüglich der Temperatur und Salinität (BAGGERMAN, 1957; GUTZ, 1969 und 1970).

Trotz seiner weiten Verbreitung, der großen ökologischen Valenz, der bekannten Populationsökologie, der gut untersuchten Physiologie und der weitgehend bekannten genetischen Struktur ist der Stichling als Bioindikatorspezies für Schwermetallbelastungen in aquatischen Systemen weitgehend unbeachtet geblieben, obwohl in den letzten Jahren eine große Zahl von Untersuchungen über die Akkumulation von Schwermetallen in Fischen durchgeführt worden sind. Generell ist jedoch über das Akkumulationsverhalten wenig bekannt. Dies liegt einerseits an der Vielzahl der untersuchten Schwermetalle in einer Hundertzahl von verschiedenen Spezies, andererseits waren die Untersuchungsmethoden bis heute praktisch nicht standardisiert, so daß sowohl aus systematischen wie auch methodologischen Gründen eine vergleichende Interpretation der Ergebnisse kaum möglich ist.

Die vorliegenden Untersuchungen sind ein Beitrag zur Erweiterung des Kenntnisstandes des Schwermetallverhaltens bei Fischen im Rahmen der ökotoxikologischen Forschung sowohl hinsichtlich der natürlichen Belastung als auch der experimentellen Kontamination.

Die experimentelle Kontamination beinhaltet zwei grundsätzliche Ziele; das eine ist die Prüfung der akuten Toxizität ($LC_{50}$) von Substanzen an Fischen (WEISS, 1978; REICHENBACH-KLINKE, 1981), zum zweiten können unter Laboratoriumsbedingungen die Phänomene der Akkumulation "natürlich" vorkommender toxischer Substanzen in unterschiedlichen Expositionskonzentrationen untersucht werden (GUNKEL, 1981; CALAMARI, GAGGINO & PACCHETTI, 1982; STARÝ et al., 1982), wobei als Bestimmung der experimentellen $LC_{50}$-Testspezies vor allem die Goldorfe (Leuciscus idus) und der Zebrabärbling (Brachydanio rerio) eingesetzt werden.

Die Goldorfe (Leuciscus idus) ist ein Kaltwasserfisch, der von der EG als Testspezies empfohlen wird (EIFAC, 1975 u. MANN, 1975). Sie ist eine genetische Variante der Orfe bzw. des Aland, der in Europa eine weite geographische Verbreitung besitzt.
Der Zebrabärbling (Brachydanio rerio), ein Warmwasserfisch, ist ein häufig verwendeter Testfisch, der in der OECD-Liste für Testfische aufgeführt ist (OECD, 1981). Diese in Südostasien beheimatete Art kann in Aquarien leicht zur Nachzucht gebracht werden, so daß auch reproduktionstoxikologische Untersuchungen in die Toxizitätsprüfungen mit einbezogen werden können.
Der dritte untersuchte Testfisch ist der Stichling (Gasterosteus aculeatus), der entsprechend der vorher genannten weiten geographischen Verbreitung auch an verschiedenen Stellen in der Saar vorkommt und dort zur Untersuchung der Kontamination gesammelt wurde.

Die industriellen, kommunalen und landwirtschaftlichen Abwässer belasten in zunehmendem Maße unsere Flüsse. Vor allem Schwermetalle und organische Verbindungen tragen in hohem Maße zu dieser Belastung bei.

In den vorliegenden Untersuchungen haben wir Cadmium und Blei ausgewählt, weil über die Bioakkumulation dieser beiden Schwermetalle trotz ihrer ökotoxikologischen Relevanz wenig bekannt ist und überdies beide Schwermetalle in hohen Konzentrationen beim Menschen schwere Erkrankungen verursachen können (OSSANAI, 1980; REICHENBACH-KLINKE, 1976, 1978 und 1982). MÖLLER & PROSI (1977, 1978) haben seit 1973 Untersuchungen über Cd in Fischen aus Neckar und Elsenz durchgeführt. Cadmium ruft bei Fischen Skelettanomalien hervor (SLOOFF, 1982 u. HENSCHKE, PESCH & WUNDER, 1982). Die humantoxikologische Symptomatik der Itai-Itai-Krankheit wird in Zusammenhang mit einer Cadmium-Intoxikation gesehen.

Blei lagert sich bei Fischen in verschiedenen Organen ab (HAIDER, 1976). Ergebnisse aus Untersuchungen über die Bleiverteilung in den Organen von Fischen sind von VOGT und KITTELBERGER (1976), LABAT et al. (1977) und ELLGAAD & RUDNER (1982) mitgeteilt worden. Beim Menschen sind Schädigungen des blutbildenden Systems, neurologische Störungen und Akkumulation von Blei in den Knochen beschrieben worden.

Vom Institut für Biogeographie der Universität des Saarlandes sind umfangreiche Untersuchungen über verschiedene biogeographische, ökologische und ökotoxikologische Aspekte sowie der Bioindikation im Bereich des Saar-Systems durchgeführt worden (MÖLLER, 1975; SCHÄFER, 1975, 1976a u. b, 1977; SCHÄFER & MÖLLER, 1976; SAUER, 1975; MERL, 1976; MERTEN, 1978; MERTEN & MÖLLER, 1978; NAGEL, 1978 u. 1981; NAGEL & MÖLLER, 1979; GERSTNER, 1979; ZADORY, 1980, 1981 u. 1983; ZADORY & MÖLLER, 1981).
Spezifische Fragestellungen und einzelne Problematiken der Saar wurden in zahlreichen Arbeiten veröffentlicht (MÖLLER, 1974, 1979, 1980a und b).

## 2. Material, Methoden und Untersuchungsgebiet

### 2.1 Material

Die Testfische, Goldorfe (Leuciscus idus) und Zebrabärbling (Brachydanio rerio), wurden von der Firma "Tier und Garten", Saarbrücken, bezogen (nähere Angaben über deren Herkunft waren nicht zu erhalten). Die Goldorfe ist eine goldgelb gefärbte genetische Variation der Orfe (Aland), Leuciscus (Idus) idus (LINNE), 1758. Nach BLANC et al. (1971) ist dies der gültige wissenschaftliche Name der Orfe und folglich die Goldorfe eine Varietät. BANARESCU (1980) bezeichnet die Goldorfe als Leuciscus (Idus) idus "forma orfus". Es existiert auch eine Varietät der Goldorfe von rötlicher Farbe (MAYLAND, 1979).

Sowohl in der neueren als auch in der älteren Literatur kann man verschiedene Synonyma für Orfe, Aland bzw. Goldorfe finden. Die gebräuchlichsten sind unten aufgeführt: Cyprinus idus, Idus idus, Idus idus melanotus, Idus melanotus und Leuciscus idus melanotus.
Wie bereits vorher erwähnt, ist die Goldorfe als Testfisch von der EG empfohlen, und sie wird in der Bundesrepublik Deutschland häufig als Standardtestfisch für fischtoxikologische Untersuchungen eingesetzt (MANN, 1975, 1976, 1977 und 1981; HAMBURGER & HABERLING, 1977; FISCHER & GODE 1978; GODE, 1980; FREITAG et al., 1981 und 1982; BUDE, 1981).

Der Zebrabärbling, Brachydanio rerio (HAMILTON-BUCHANAN), 1822 wird sowohl von der OECD als auch von der ISO (International Standardization Organization - 1978) als Standardtestfisch genannt. Er ist sicherlich einer der weltweit meistgebrauchten Testorganismen (ROALES & PERLMUTTER, 1974; REHWOLDT & KARIMIAN-TEHERANDI, 1976; FOGELS & SPRAGUE, 1977; SPERANZA et al., 1977; BELLAVERE & GORBI, 1981; BUDE, 1981).

Einige der Synonyma des Zebrabärbling in der älteren Literatur sind: Cyprinus rerio, Danio rerio und Perilampus striatus.
Es gibt mehrere Formen des Zebrabärblings, die nicht für Testzwecke verwandt werden, weil sie genetisch unterschiedlich sind. Die drei bekanntesten davon sind die "Schleierform" mit langen Flossen, die "Yellow"-Form und die fälschlicherweise als Brachydanio frankei MEINKEN, 1963 bezeichnete Mutation; letztere ist (vermutlich) als eine Aquarienpopulation von Brachydanio rerio mit unterbrochenen Seitenstreifen anzusehen (KIRSCHBAUM, 1977; STERBA, 1977). HEBIG (1978) ist jedoch der Meinung, Brachydanio frankei müsse weiterhin als eigene Art angesehen werden.

Der Stichling (Gasterosteus aculeatus LINNE, 1758) gehört der Familie Gasterosteidae an, er kommt in Gräben, Weihern und Flüssen des Saar-Systems vor (siehe Abb. 8). In diesem Gebiet wurde nur die Form "leiurus" gefunden. GUTZ hat 1969 die gleiche Form im Höllengraben-System bei Oberherrn gesammelt. Die Formen "trachurus", "semiarmatus" und "leiurus" (siehe Abb. 2) sind, systematisch gesehen, keine Subspezies, da verschiedene Formen im gleichen Gebiet vorkommen können. Es scheint, daß eine Salinitätszunahme und ein Rückgang der Temperatur das Vorkommen von "trachurus" fördert, gegensätzliche Bedingungen scheinen die Form "leiurus" zu begünstigen (WOOTTON, 1976).

Schwermetalluntersuchungen an Stichlingen wurden durch JONES (1935, 1938, 1939 u. 1948) begonnen. Einige weitere Untersuchungen folgten durch MATTHIESSEN & BRAFIELD (1973) und PASCOE & MATTEY (1977).

In unseren Untersuchungen zur experimentellen Kontamination hatte das Aquarium für die Eingewöhnzeit ein Volumen von 40 Litern. Es war mit Wasser von synthetischer Elektrolytzusammensetzung gefüllt, ein Filter EHEIM (TYP 1016, 20 W;

$H_{max}$m 1,2; Amp. 0,19; Filterkapazität 4 Liter/min) und ein Thermostat RENA (TYP "S"; Modell "A1"; 75 W) waren zusätzlich an das Aquarium angebracht. Es wurden Gruppen von 24 Fischen pro Eingewöhnungsaquarium eingesetzt. Zehn Aquarien für die Kontaminationsversuche und ein Kontrollaquarium hatten eine Volumenkapazität jeweils von 3 l (nach Prof. Dr. P. Müller (siehe Abb. 3). In jedes Versuchsaquarium wurden zwei Fische gebracht. Das Kontaminations-Aquarium hatte einen Lufteingang (1), an den eine RENA Luftpumpe (TYP "R-301"; 6 W) angeschlossen war. Die Pumpe versorgte je fünf Aquarien), einen Luftausgang (2), einen Thermostaten (TYP "S"; Modell "A 1", 25 W) (3) und ein Präzisionsthermometer ($0^{o}$-$50^{o}$C) (4).

Chemikalien und Geräte:

| | | |
|---|---|---|
| KCl | pro Analyse | MERCK |
| $NaHCO_3$ | pro Analyse | RIEDEL-DE HAEN AG |
| $CaCl_2.2H_2O$ | pro Analyse | MERCK |
| $MgSO_4.7H_2O$ | pro Analyse | MERCK |
| $HNO_3$ | Suprapur | MERCK |
| $CdCl_2$ | Titrisol | MERCK Art. 9960 |
| pH-Meter: | ORIONRESEARCH microprocessor pH/millivolt meter 811 | |
| Waage: | METTLER PK 300 | |

Normales Fischernetz (Dreiecksform), aber mit feineren Maschen und Telescopstange bis 1,5 m Länge.

## 2.2 Methoden

Die angewandten Methoden für die akuten Toxizitätsprüfungen stammen aus der "OECD-Guidline for Testing of Chemicals 203" (OECD, 1981). Durchgeführt wurden "Statische Tests", in welchen kein Durchfluß der zu testenden Lösung stattfindet. Die Bezugseinheit ist die $LC_{50}$-96 h, also die mittlere letale Konzentration der zu testenden Substanz, die im Wasser in 96 Stunden 50% der exponierten Fuschgruppe tötet. Die Fische müssen 2 Wochen vor dem Test unter Beobachtung gehalten werden. Wenn keine Zwischenfälle in der

(a) trachurus

(b) semiarmatus

(c) leiurus

Abb. 2

Die drei Formen des Dreistachligen Stichlings (Gasterosteus aculeatus), (a) "trachurus", (b) "semiarmatus" und (c) "leiurus". Sicht der lateralen Beschilderung der drei Formen und die Erweiterung des Kiels von oben gesehen. Die Formen "trachurus" und "semiarmatus" kommen gewöhnlich in Salz- und Brackwasser, "leiurus" in Süßwasser vor (aus WOOTTON, 1976).

1 Lufteingang
2 Luftausgang
3 Regelheizung
4 Thermometer

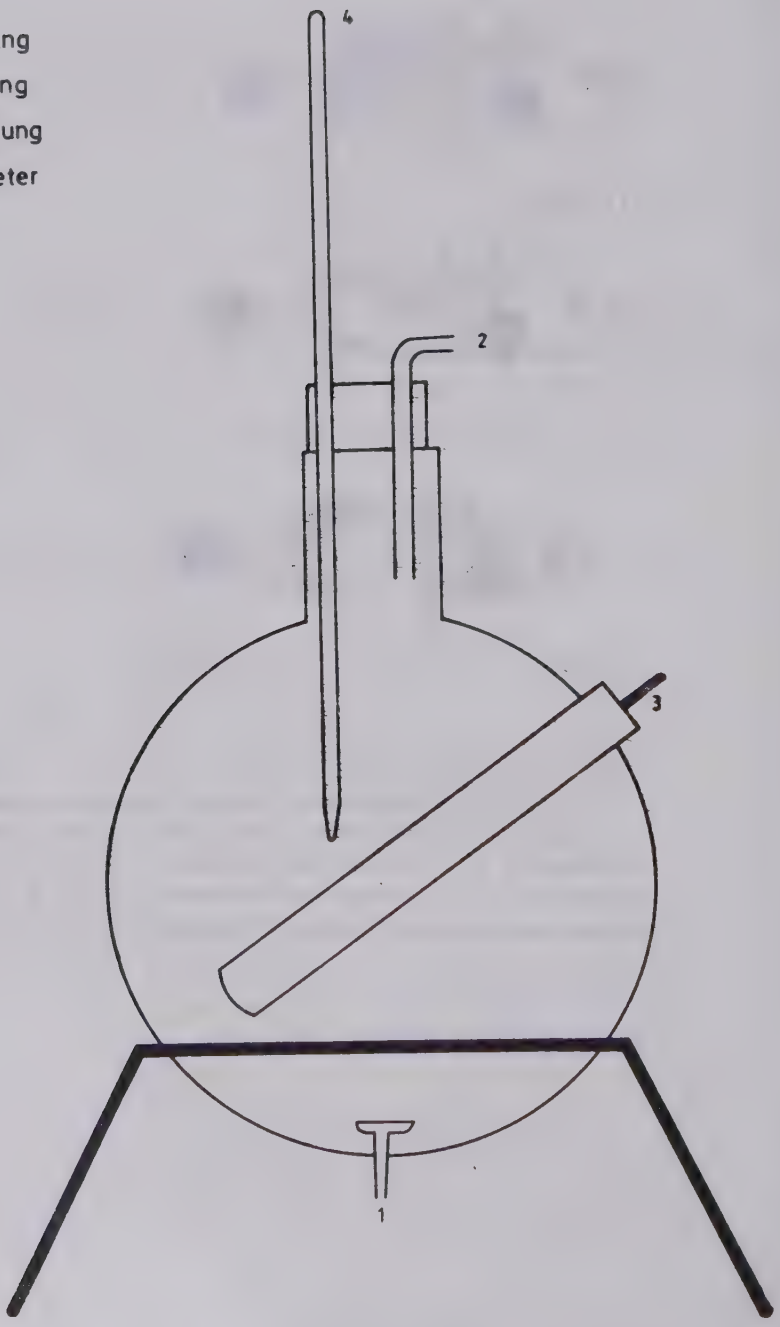



Abb 3 Versuchsordnung bei den $LC_{50}$-Versuchen und den Bioakkumulationsversuchen.

zu exponierenden Gruppe in diesem Zeitraum auftreten, können diese Fische für die Exposition verwendet werden. Die Fische werden in ein Aquarium mit künstlich, nach DIN 384 12 L 11, hergestelltem Wasser gesetzt. Dieses Wasser besteht aus destilliertem oder deionisiertem Wasser, welches $CaCl_2$, $MgSO_4$, $NaHCO_3$ und KCl enthält. Die Leitfähigkeit des Wassers darf 10 $uScm^{-1}$ nicht überschreiten. Auf folgende Parameter ist bei diesen Mortalitätsuntersuchungen zu achten:

1. Die Mortalitätsrate der zu untersuchenden Gruppe darf während der ersten 7 Tage der Eingewöhnungszeit 10% nicht überschreiten.
2. Wenn die Mortalität zwischen 5 und 10% in den ersten 7 Tagen liegt, werden der Gruppe 7 weitere Eingewöhnungstage gegeben.
3. Ist die Mortalität von 5% oder weniger in der Gruppe erreicht, kann diese Fischgruppe als Versuchsgruppe verwendet werden.

Für die Kontaminationsversuche wird dasselbe Wasser verwendet wie bei der Eingewöhnung. Die Fische werden alle 24 Stunden gefüttert; 24 Stunden vor Beginn des Kontaminationstests wird das Füttern eingestellt. Nur Fische, die die Eingewöhnungsbedingungen erfüllen, können für die Kontaminationstests verwendet werden. Die höchste Menge Fischgewicht je Liter Kontaminationslösung sind 1,0 g. Es wird gleichzeitig zu den Kontaminations-Aquarien ein Kontroll-Aquarium aufgestellt, welches dieselben Bedingungen wie die anderen Aquarien aufweist, jedoch ohne die zu untersuchende toxische Substanz.

2.2.1 Bedingungen für die Durchführung der akuten Toxizitätsprüfungen:

1. Die Mortalität der Kontrollgruppe darf nicht höher als 10% während des Testverlaufs sein.
2. Mindestens 12-16 Lichtstunden pro Tag.
3. Die für die Arten günstigste Temperatur soll $\pm 2^{o}C$ eingehalten werden.
4. Die $O_2$-Konzentration darf nicht geringer als 80% der Sättigungsmenge sein.
5. Die Konzentration der toxischen Substanz muß mindestens auf 80% der zu testenden Verdünnung während des Tests gehalten werden.
6. Es müssen mindestens 5 Konzentrationen getestet werden, deren Verdünnung sich maximal im Faktor 1,8 unterscheiden darf (z.B. 1. Konz.: 10 ppm, 2. Konz.: 5,6 ppm, 3. Konz.: 3 ppm, etc.).
7. Die Fische dürfen während der Versuche nicht gefüttert werden.

2.2.2 Wichtige Beobachtungen während der Testdauer:

1. Chemische Parameter: pH, Härte, Sauerstoffgehalt, Temperatur.
2. Die Mortalität muß nach drei Stunden, sechs Stunden sowie 24, 48, 72 und 96 Stunden nach Testbeginn ermittelt werden (tote Fische werden entfernt).
3. Schwimmverhalten, Gleichgewichtsverlust, erhöhte Atemaktivität, Pigmentveränderung und andere toxische Effekte müssen beobachtet werden.

Die allgemeinen Bedingungen der Kontaminierung sind in Tabelle 1 zusammenfassend dargestellt.

Tab. 1: Aufstellung der allgemeinen Bedingungen der Kontaminierung

| Fisch<br>Testwasserbedingungen | Leuciscus idus<br>(Goldorfe) | Brachydanio rerio<br>Zebrabärbling) |
|---|---|---|
| Größe | 3,0 ± 1,0 cm | 2,5 ± 0,5 cm |
| Gewicht | 0,6 - 0,7 g | 0,35 - 0,45 g |
| Temperatur | 20 ± 2°C | 23 ± 2°C |
| pH-Werte | 6,5 - 7,5 | 6,5 - 7,5 |
| Härte | 14 ± 2°GH | 14 ± 2°GH |

2.2.3 Fangmethode:

Stichlinge halten sich normalerweise in Gewässern mit starkem Uferbewuchs in der Nähe des Ufers auf. Die besten Fangerfolge wurden mit einem normalen Fischnetz (s. Gerätebeschreibung) erzielt, welches aus dem tieferen Wasser über den Boden zum Ufer hin geführt wurde. Die Fische wurden nach dem Fang direkt in Plastikgefäße gebracht und tiefgefroren.

2.2.4 AAS - Bestimmungsverfahren

Die angewandten analytischen Verfahren zur atomabsorptions-spektrophotometrischen Bestimmung (AAS) der Schwermetalle Pb und Cd sind im folgenden tabellarisch zusammengefaßt:

Tab. 2: Probenvorbereitung und Aufschlußverfahren

| Schwermetalle | Cd und Pb |
|---|---|
| Probeneinwaage | ca. 100 mg (verwendet wurden ganze Körpe bei 80°C getrocknet und mit Mörser homogenisiert. |
| Aufschluß | Druckaufschluß nach TÖLG in Druckbomben mit PTFE-Einsätzen, Vol. 10 ml |
| Säure | 1 ml $HNO_3$ |
| Temperatur | 180°C |
| Aufschlußdauer | 5 h |
| Endvolumen | 10 ml, aufgefüllt und soweit nötig verdünnt mit Deionat ($\leqslant$ 18 megohm/cm) |

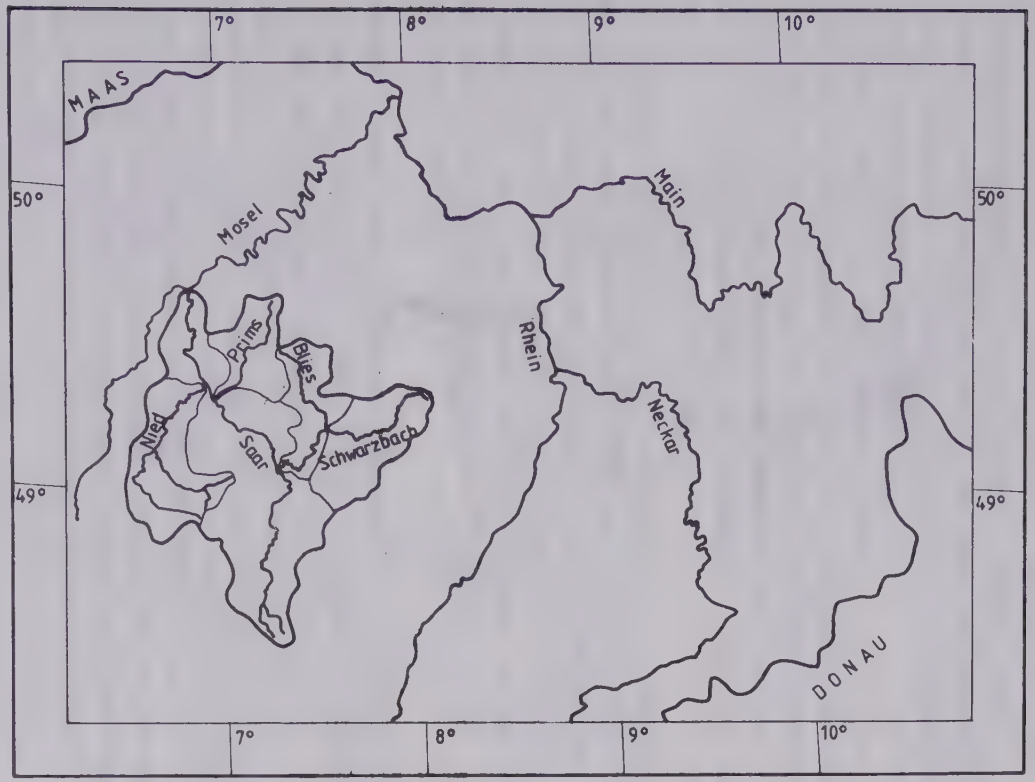
Tab. 3: Analysenverfahren

| Schwermetalle | Gerät/Methode |
|---|---|
| Cadmium<br>Wellenlänge: 228,8 nm<br>und | Beckman AAS 1272 mit GRM 1268<br>Standardadditionsmethode<br>(siehe Beschreibung bei WELZ, 1975) |
| Blei<br>Wellenlänge: 217,0 nm | |

## 2.3 Beschreibung des Gewässersystems der Saar

Die Saar entspringt in Frankreich, an der höchsten Erhebung der Buntsandsteinvogesen, am Donon (1009 m u. NN).
Sarre Rouge und Sarre Blanc, die beiden Quellflüsse der Saar vereinigen sich bei Hermelange zur eigentlichen Saar.
Die Saar hat bis zu ihrer Mündung in die Mosel eine Länge von 242 km und hat ein Einzugsgebiet (mit allen Nebenflüssen) von 7421 $km^2$. Die genaue Lage der Saar und ihrer Nebenflüsse sowie die Einzugsgebiete sind in Abb. 4 dargestellt. Eine genauere Beschreibung der Saar gaben SCHÄFER (1975) und MÖLLER (1980a und c, 1981).

Aufgrund abiotischer Kriterien für das Rhithral und Potamal wurde die Saar von SCHÄFER (1975) in 7 Zonen eingeteilt (s. Abb. 5).
Vor allem drei anthropogen bedingte Faktoren wirken sich direkt auf das aquatische Habitat aus und beeinflussen die gesamte Biozönose. Diese Faktoren sind Veränderungen des Wasserregimes (Trockenlegung, Kanalisierung, Grundwasserabsenkung, Schleusen, Wehre und andere bauliche Maßnahmen (HOPPSTÄDTER, 1963), Verschmutzung (chemisch und physikalisch) und die Einführung nicht ursprünglicher Arten (SOLTZ & NAIMAN, 1978;

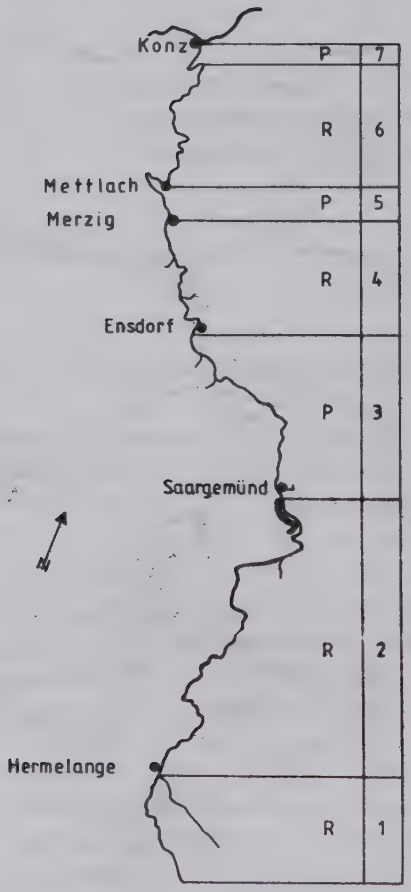



Darstellung der Lage und Hydrographie der Saar (mit Nebenflüssen) und ihres Einzugsgebietes (modifiziert aus KELLER, MAUERER & PAUL, 1978).

M 1: 2 000 000

0 20 40 60 80

km




R = Rhithral
P = Potamal

Abb. . Hydrographische Gliederung der Saar (aus SCHÄFER, 1975).

BASTOS, 1980 u. 1984; MÖLLER, 1980c u. 1981).

Da die Saar durch ein industrialisiertes Bergbaugebiet mit hoher Bevölkerungsdichte fließt (NAGEL & MÖLLER, 1979), treten vor allem die Folgen einer chemischen und physikalischen Belastung als bedeutende Faktoren der anthropogen bedingten Beeinflussung der Biozönose auf.
Die Saar erscheint auf der gesamten Länge, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß, belastet. Der kritische Abschnitt liegt zwischen Völklingen und Mettlach, vor allem bedingt durch die Einleitung der Rossel (SCHÄFER, 1975; MEISCH, REINLE & BIELIG, 1978; KNÖPP, 1979; MÖLLER, 1980a u. b, 1981; NAGEL, 1981). (Siehe Abbildung 6).

Das bedeutendste physikalische Problem ist die Aufwärmung des Flußwassers durch die Kühlwasser von Fabriken, Hütten und Kraftwerken (SCHNEIDER, 1972). Beispiele sind Ensdorf (ZEIGER, 1975; MÖLLER, 1980a u. b) und Mettlach (MÖLLER, 1980a u. b). Bei Völklingen kann das Saarwasser bei geringer Wasserführung im Sommer bis auf 40°C aufgeheizt werden (SCHÄFER, 1975).

Folgende eingeführte Arten von Kaltwasserfischen kommen heute in der Saar vor: Lepomis gibosus, Salmo gairdneri, Cyprinus carpio und Carassius carassius (MERTEN, 1978).
Dies ist in europäischen Flüssen mittlerweile die Regel. Zudem befindet sich im Saarland zwischen Sulzbach und Quierschied eine Weiheranlage, die von warmen Kohlenwaschwässern einer nahe gelegenen Zeche gespeist wird. Auf Grund der dauernd erhöhten Wassertemperaturen können sich hier tropische Fische wie Cichlasoma nigrofasciata (mündliche Information von M. Raber) und Poecilia (Lebistes) reticulata (BECKER, 1983) halten.

Nach Arbeiten von SCHÄFER (1975), KNÖPP (1979), NAGEL & MÖLLER (1979) und NAGEL (1981) wurde die Saar mit Hilfe der vier Gewässergüteklassen nach ihrer Saprobität eingeteilt (Abb. 6). Eine ähnliche Methode hat MÖLLER (1980a u. b) bei der Erstellung der Gewässergütekarte der Blies angewandt (Abb. 7).

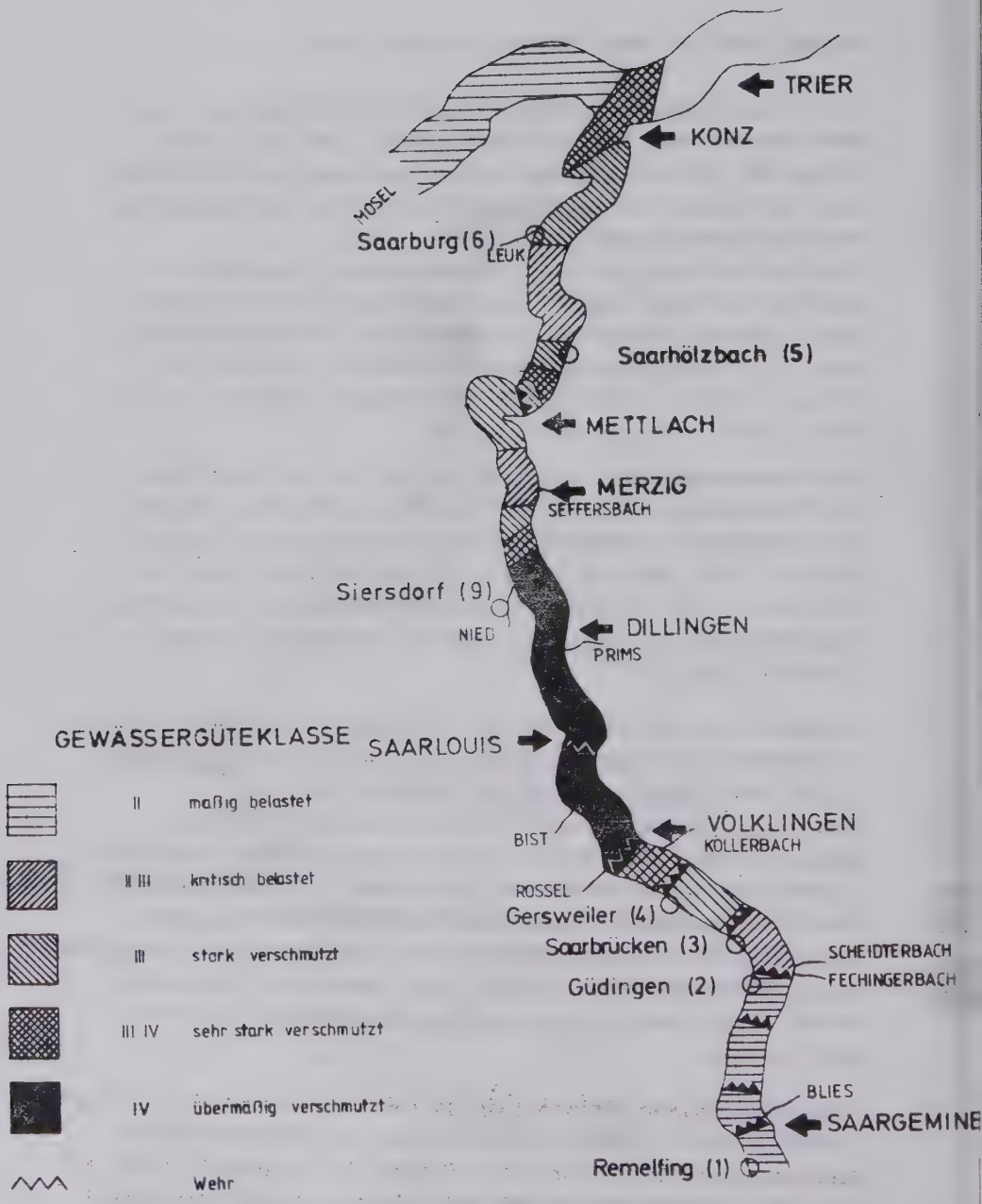



Abb. . Gewässergütekarte der Saar nach Nagel (1981) mit einigen Fundorten von Gasterosteus aculeatus

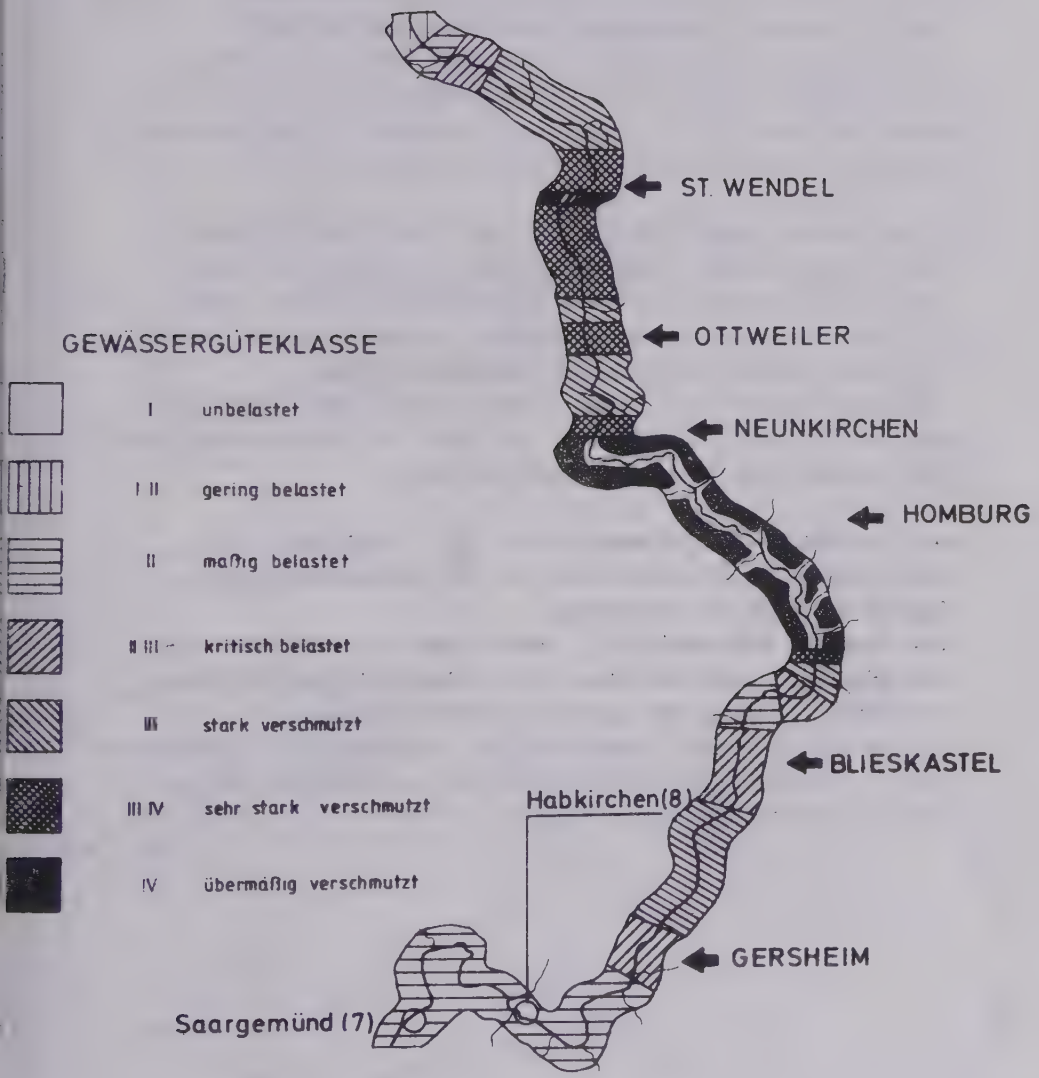


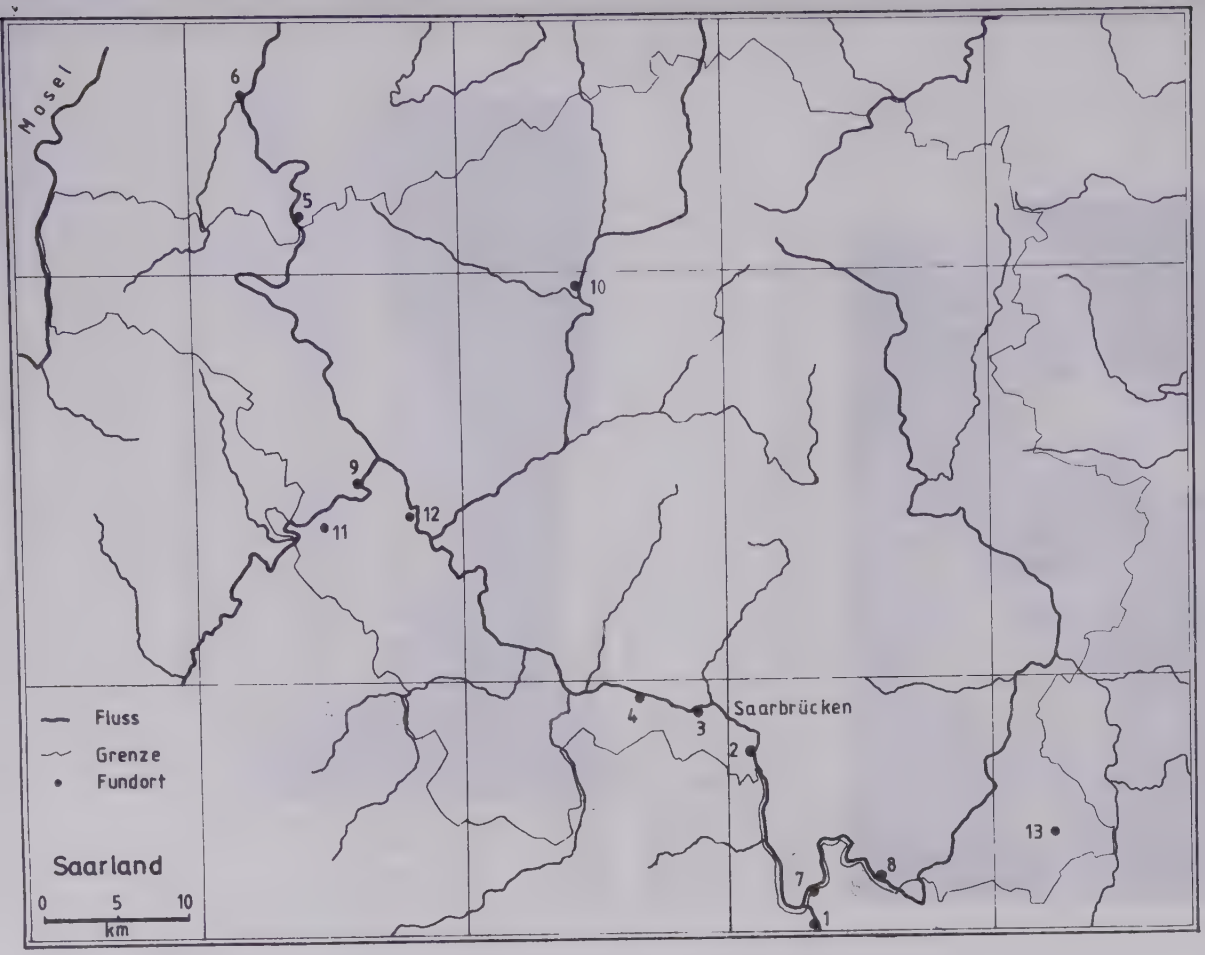

Abb. . Gewässergütekarte der Blies nach MÜLLER (1980$_a$ und $_b$ ) mit 2 Fundorten von Gasterosteus aculeatus.

## 2.4 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von Remelfing (1,5 km oberhalb Saargemünd/Frankreich) und Altheim im Saarland bis nach Saarburg in Rheinland-Pfalz und umfaßt die Saar und einen Teil ihrer Nebenflüsse, jedoch ohne deren Oberläufe. Die 13 Fundorte, in denen wir Gasterosteus aculeatus fangen konnten, sind aus Abb. 8 ersichtlich.

Viele weitere Lokalitäten wurden auf Stichlinge untersucht, jedoch ohne Erfolg. Insbesondere im kritischen Teil der Saar, zwischen Gersweiler und Saarhölzbach, konnte direkt im Fluß nicht ein einziges Exemplar gefangen werden, obwohl zu verschiedenen Jahreszeiten untersucht wurde.
Dasselbe Problem trat in der Blies oberhalb Habkirchen bis etwa auf die Höhe von Altheim auf. Auch in Fischzuchtanlagen und Fischweihern blieb die Suche erfolglos.

Die Fundorte Kerprich-Hemmersdorf (11), Dillingen (12) und Altheim (13) stehen nicht mit dem hydrographischen System der Saar in Verbindung.
Die Fundorte Saargemünd (7), Habkirchen (8), Siersdorf (9) und Büschfeld (10) befinden sich in Nebenflüssen der Saar, der letzte ist über 20 km von der Saar entfernt.
Die anderen Fundorte, Remelfing (1), Güdingen (2), Saarbrücken (3), Gersweiler (4), Saarhölzbach (5) und Saarburg (6) befinden sich direkt an der Saar.




Fundorte von
Gasterosteus
aculeatus
in dem Saar-System

1. Remelfing
2. Güdingen
3. Saarbrücken
4. Gersweiler
5. Saarhölzbach
6. Saarburg
7. Saargemünd
8. Habkirchen
9. Siersdorf
10. Büschfeld
11. Kerprich - Hemmersdorf
12. Dillingen
13. Altheim

Abb. 8.

Photo 1: Linkes Saarufer bei Remelfing (Juli 1982)

Fundort 1
Remelfing/Saar

Fangdatum: 28.07.1982
Flußbreite: 50 Meter

Direkt neben dem Kanal (im Kanal selbst gab es keine Stichlinge) am linken Ufer der Saar. Die Vegetation am Ufer bestand aus Wiese und einzelnen Bäumen. Das Wasser war trübe.
An diesem Fundort wurden nur Stichlinge gefangen.

Fundort 2
Schleuse bei Güdingen/Saar

Fangdatum: 07.07.1982
Saar-km: 0,8
Flußbreite: 57 m

Die Stichlinge wurden gefangen am vorderen Teil der Schleuseninsel. Sie hielten sich vor allem unter dem vom Ufer ins Wasser hängenden Gras auf. Das Wasser war trübe.

Hier sahen wir auch Schwärme (Jungfische) von Weißfischen, wahrscheinlich aus der Gattung Leuciscus.

Photo 2: Schleuse bei Güdingen (Januar 1984)

Photo 3: Schleuse bei Saarbrücken (Januar 1984)

Fundort 3
Schleuse bei Saarbrücken/Saar

Fangdatum: 30.07.1982
Saar - km: 7,3
Flußbreite: 49 m

Linke Saarseite, etwa 100 m oberhalb der Schleuse.
Ufer mit Gras bewachsen. Wasser trübe mit Haushaltsabfällen.
Hier konnten wir nur sehr wenige Stichlinge fangen.

Fundort 4
Schleuse bei Gersweiler/Saar (Luisenthal)

Fangdatum: 06.07.1982
Saar - km: 13,9
Flußbreite: 60 m

Die Stichlinge wurden am vorderen Teil der Schleuseninsel gefangen. Sehr starker Graswuchs am Ufer, der teilweise ins Wasser hing. Wasser trübe, mit Haushaltsabfällen und Müll. Außer zahlreichen Stichlingen konnten keine anderen Fischarten gefangen werden.

Photo 4: Schleuse bei Gersweiler (Januar 1984)

Fundort 5

Saarhölzbach / Saar

Fangdatum: 15.07.1982
Saar - km: 73,8
Flußbreite: 60 m

Ungefähr 2,5 km unterhalb von Saarhölzbach, am linken Saarufer, gegenüber eines alten Turmes, dichter Pflanzenwuchs am Ufer. Wasser dunkel. Hier wurden nur Stichlinge gefangen, die im Vergleich zu den anderen Fundorten etwas größer waren.
Seit Januar 1984 existiert dieser Fundort aufgrund der Saarkanalisierung nicht mehr.

Fundort 6
Saarburg/Saar

Fangdatum: 19.07.1982
Saar - km: 86,2
Flußbreite: 53 m

Der Fangplatz lag an der Mündung der Leuk in die Saar (linkes Saarufer). Sehr wenig Ufervegetation. Das Wasser war trübe. Außer Stichlingen wurden noch Gobio gobio und Noemacheilus barbatulus gefangen. An dieser Stelle hielt sich ein Pärchen Schwäne (Cygnus olor) mit Jungen auf.

Photo 5: Mündung der Leuk in die Saar bei Saarburg (August 1982)

Photo 6: Linkes Bliesufer bei Saargemünd (Juli 1982)

Fundort 7
Saargemünd/Blies

Fangdatum: 09.07.1982
Flußbreite: ca. 30 m

Linkes Flußufer, in der Umgebung einer Brücke (Straße Nr. 51) über die Blies, ungefähr 1,5 km vor deren Mündung in die Saar. Wasser nicht sehr trübe. Ufervegetation vorhanden, an manchen Stellen lange Algen am Gewässerboden. Wir fingen nur Stichlinge, und zwar in und unter den Algenbüscheln.

Fundort 8
Habkirchen/Blies

Fangdatum: 13.07.1982
Flußbreite: ca. 40 m

Rechtes Flußufer mit hoher und dichter Vegetation. An dieser Stelle ist der Fluß sehr breit mit langsamer Fließgeschwindigkeit. Das Wasser war nicht sehr trübe. Wir fingen nur Stichlinge, die Population war jedoch gering.

Photo 7: Rechtes Bliesufer bei Habkirchen
(Juli 1982)

Photo 8: Linkes Niedufer bei Siersdorf (Juli 1982)

Fundort 9
Siersdorf/Nied

Fangdatum: 08.07.1982
Flußbreite: ca. 30 m

Linkes Ufer, ein wenig unterhalb der Brücke. Dichte Ufervegetation, links im Flußbett eine Sandbank mit vielen Schalen von Süßwassermuscheln (Unio).
Wasser mit sehr wenig Trübung. Außer Stichlingen wurden Gobio gobio und Noemacheilus barbatulus gefangen.

Fundort 10
Büschfeld/Prims

Fangdatum: 31.03.1982

Hier gibt es eine Reihe von kleinen Tümpeln in einem Sumpfgebiet auf der rechten Seite der Prims. Die Tümpel stehen miteinander in Verbindung und entwässern in die Prims. Die mittelere Tiefe der Tümpel betrug etwa 50 cm. Die Vegetation war sehr dicht und bestand hauptsächlich aus Binsen, Seggen, Gräsern und vereinzelten Büschen (Salix). Klares Wasser. Sehr hohe Populationsdichte der Stichlinge wie auch der Wasserinsekten. Es wurden keine anderen Fischarten gefangen oder beobachtet, aber eine große Zahl von Anuren. In der Nähe des Sumpfes wird intensiver Ackerbau und Fischzucht betrieben.

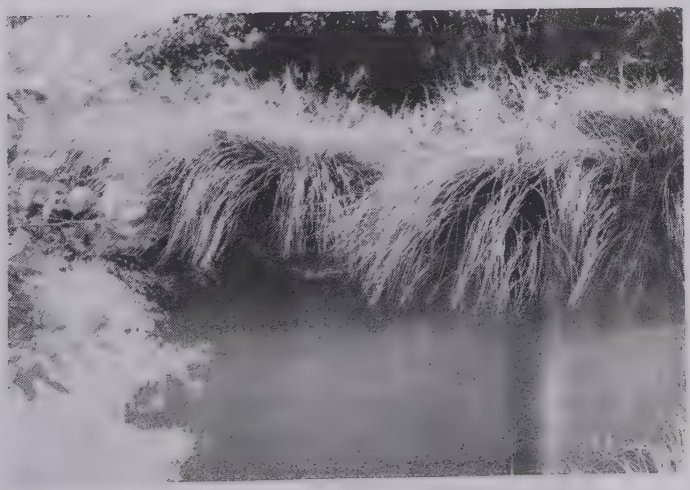


Photo 9: Tümpel bei Büschfeld (Sept. 1983)

Fundort 11
Kerprich-Hemmersdorf/isoliertes Gewässer

Fangdatum: 19.04.1982

Es handelt sich hierbei um einen alten Steinbruch, an dessen tiefstem Punkt sich ein Tümpel gebildet hat. Die Frage, ob es sich um Grundwasser, Regenwasser oder um beides handelt, wurde nicht näher untersucht. Hier gab es eine große Anzahl submerser und emerser Pflanzen. Die Wassertiefe variierte sehr stark, betrug aber maximal 1,5 m. Das Wasser war klar. Außer Stichlingen wurden keine anderen Fischarten gefangen oder beobachtet. Bergmolche (Triturus alpestris) wurden in mehreren Exemplaren beobachtet. Eine Fülle von Wasserinsekten waren vorhanden. In der Nähe des Tümpels wurden Farbenabfälle gefunden, die Umgebung wird intensiv ackerbaulich genutzt.

Fundort 12
Dillingen/isoliertes Gewässer

Fangdatum: 03.08.1982

Hierbei handelt es sich um einen Tümpel in einem kleinen Sumpfgebiet, das durch Aufschüttung einer Autobahntrasse entstanden ist. Es fehlen höhere Vegetation (Bäume, Sträucher) und Typha. Die Wassertiefe war sehr variabel und lag maximal bei etwa 50 cm. Das Wasser war trübe und hatte einige wenige Ölflecken. Das Gebiet liegt links der Saar neben der sich im Bau befindlichen Autobahn Saarbrücken-Luxemburg, gegenüber von Dillingen. Direkt daneben befindet sich eine große Weiheranlage mit starkem Fischbesatz.
Die Vegetation ist sehr vielfältig (emerse und submerse Pflanzen), jedoch bleibt in der Mitte eine freie Wasserfläche ohne emerse Pflanzen erhalten. Die Fischfauna wurde mehrere Male untersucht, es wurden jedoch nur Gasterosteus aculeatus in sehr großer Zahl gefangen. Daneben wurden viele Triturus alpestris und eine Fülle von Wasserinsekten gefunden (hauptsächlich Coleopteren und Hemipteren).

Photo 10: Sumpfgebiet mit Tümpel bei Dillingen (Aug.1982)

Photo 11: Kleiner Teich bei Altheim (Januar 1984)

Fundort 13
Altheim/isoliertes Gewässer
Fangdatum: 06.07.1982

Die Lokalität liegt innerhalb eines Naturschutzgebietes. Es handelt sich um zwei miteinander in Verbindung stehende Seen. Dichter Pflanzenwuchs am Ufer und im Wasser. Im etwas höher gelegenen, kleineren See konnten wir Stichlinge fangen, jedoch sehr wenige. Neben den Stichlingen gab es hier auch verschiedene Weißfische, Bergmolche (Triturus alpestris) und Limnaea stagnalis. Das Wasser war trübe und hatte einen schlechten Geruch. Möglicherweise ist dies auf eine Eutrophierung durch Düngemittelrückstände o.ä. zurückzuführen. Der Gewässerboden war nicht zu sehen. Im unteren Teich wuchsen Typha und Juncus. In der Umgebung dieses Gebiets wird Ackerbau betrieben.

## 3. Ergebnisse der Untersuchungen auf Schwermetallrückstände (Pb und Cd) bei Gasterosteus aculeatus im Gewässernetz der Saar.

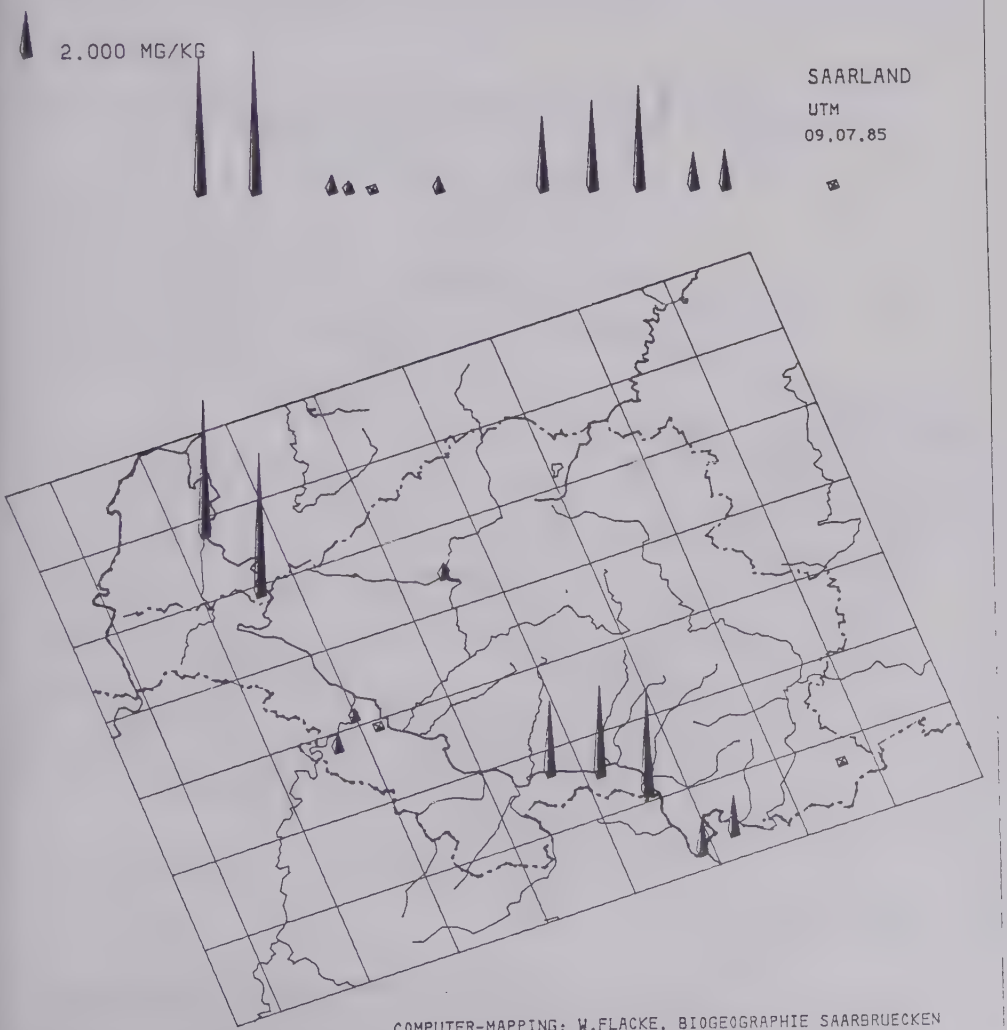
Aufgrund der durchgeführten Pb- und Cd-Analysen mit Hilfe der Absorptionsspectrophotometrie (AAS) ergaben sich bei Gasterosteus aculeatus von 13 verschiedenen Fundorten aus dem Gewässernetz der Saar die in Tabelle 4 zusammengefaßten Resultate.
Der obere Wert ist der arithmetische Mittelwert aller gemessenen Konzentrationen der Schwermetalle; der untere Wert in Klammern gibt den jeweils kleinsten und größten gemessenen Wert an. In Abhängigkeit von der Menge des vorhandenen Untersuchungsmaterials wurden mindestens zwei und höchstens vier Untersuchungen für jedes Schwermetall an jedem Fundort durchgeführt. Alle Analysen wurden jeweils an Fischen durchgeführt, die am gleichen Tag gefangen worden waren. Die kompletten Berechnungen sind dem Anhang zu entnehmen.

Die erhaltenen Daten sind in den Abb. 9 und 10 als perspektivische Säulendiagramme auf der Saarlandkarte dargestellt. Die Fundorte wurden in UTM-Rastern erfaßt. Remelfing liegt außerhalb des Kartenausschnittes.

Tab. 4: Zusammenfassung der gemessenen Konzentrationen von Schwermetallen in G. aculeatus im System der Saar

| Fundort/Fluß | Trockengewicht mg/kg TS Pb | Cd |
|---|---|---|
| 1 Remelfing Saar | 1,0 (0,96-1,05) | 0,44 (0,38-0,49) |
| 2 Güdingen Saar | 4,93 (3,83-6,02) | 0,17 (0,15-0,19) |
| 3 Saarbrücken Saar | 4,23 (4,13-4,33) | 0,10 (0,09-0,11) |
| 4 Gersweiler Saar | 3,48 (2,77-4,18) | 0,09 (0,09-0,10) |
| 5 Saarhölzbach Saar | 6,76 (5,85-7,63) | 0,19 (0,18-0,19) |
| 6 Saarburg Saar | 6,46 (4,37-11,03) | 0,17 (0,12-0,22) |
| 7 Saargemünd Blies | 1,64 (1,05-2,23) | 0,20 (0,19-0,22) |
| 8 Habkirchen Blies | 1,77 (1,03-2,52) | 0,13 (0,11-0,14) |
| 9 Siersdorf Nied | 0,41 (n.n.0,82) | 0,10 (0,09-0,11) |
| 10 Büschfeld Prims | 0,60 (0,59-0,60) | 0,08 (0,078-0,081) |
| 11 Kerprich-Hemmersdorf isoliertes Gewässer | 0,72 (0,61-0,94) | 0,36 (0,35-0,36) |
| 12 Dillingen isoliertes Gewässer | n.n. | 0,21 (0,213-0,215) |
| 13 Altheim isoliertes Gewässer | n.n. | 0,14 (0,13-0,16) |

BLEI-KONZENTRATIONEN IN STICHLINGEN
(GASTEROSTEUS ACULEATUS) GANZKOERPER
BEARBEITER: E.KUNZE BASTOS 1984



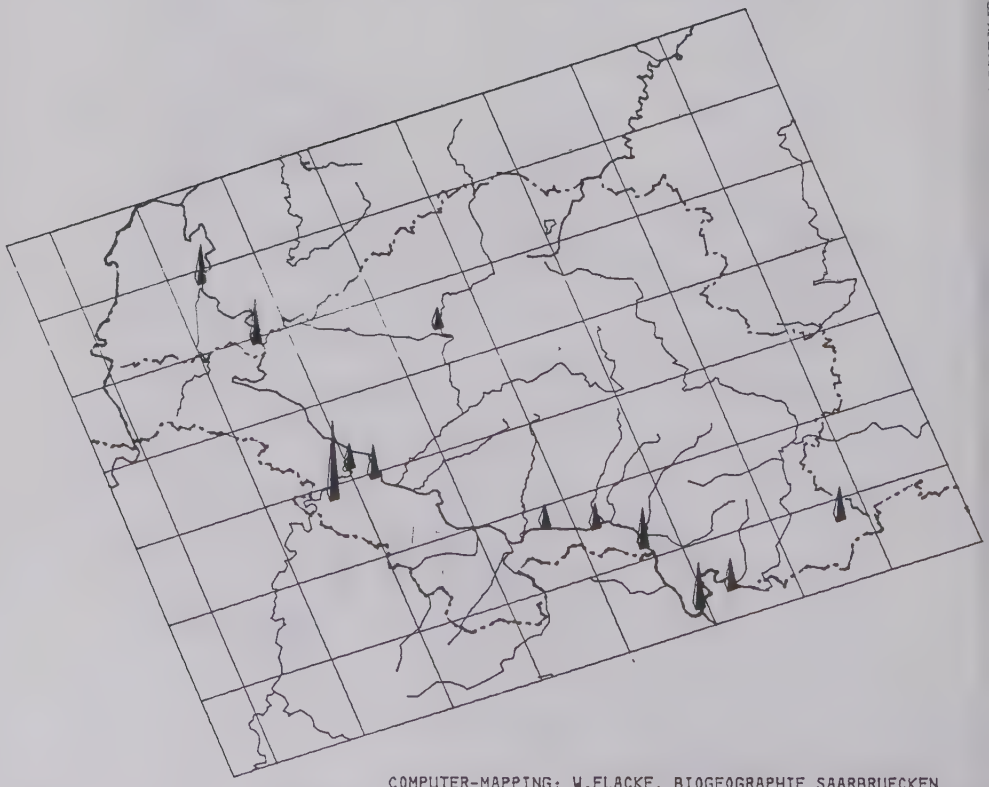

COMPUTER-MAPPING: W.FLACKE, BIOGEOGRAPHIE SAARBRUECKEN

CADMIUM-KONZENTRATIONEN IN STICHLINGEN
(GASTEROSTEUS ACULEATUS) GANZKOERPER
BEARBEITER: E.KUNZE BASTOS 1984

0.200 MG/KG

SAARLAND

UTM
09.07.85



COMPUTER-MAPPING: W.FLACKE, BIOGEOGRAPHIE SAARBRUECKEN

## 4. Ergebnisse der experimentellen Kontamination mit $CdCl_2$ (Cadmiumchlorid) bei Brachydanio rerio und Leuciscus idus

Die nach Maßgabe der auf Seite 12 ff. beschriebenen Randbedingungen durchgeführten Versuche zur experimentellen Kontamination sind im folgenden hinsichtlich der Versuchsbedingungen und der Resultate tabellarisch und graphisch dargestellt. Die $LC_{50}$-96h-Werte wurden mit Hilfe zweier Graphiken (auf Papier mit Wahrscheinlichkeitsnetz) ermittelt.

Tab. 5: Kontamination von Brachydanio rerio mit $CdCl_2$

Bedingungen:

| | | | |
|---|---|---|---|
| 7,0 | pH | 7,3 | Dauer = 96 h |
| 14° | GH | 16° | Temperatur = 23 ± 2°C |
| 1,0 | $F_L$ | 1,2 | Länge = 2,5 ± 0,5 cm |
| σ | 10 | $uScm^{-1}$ | Gewicht = 0,4 ± 0,05 g |

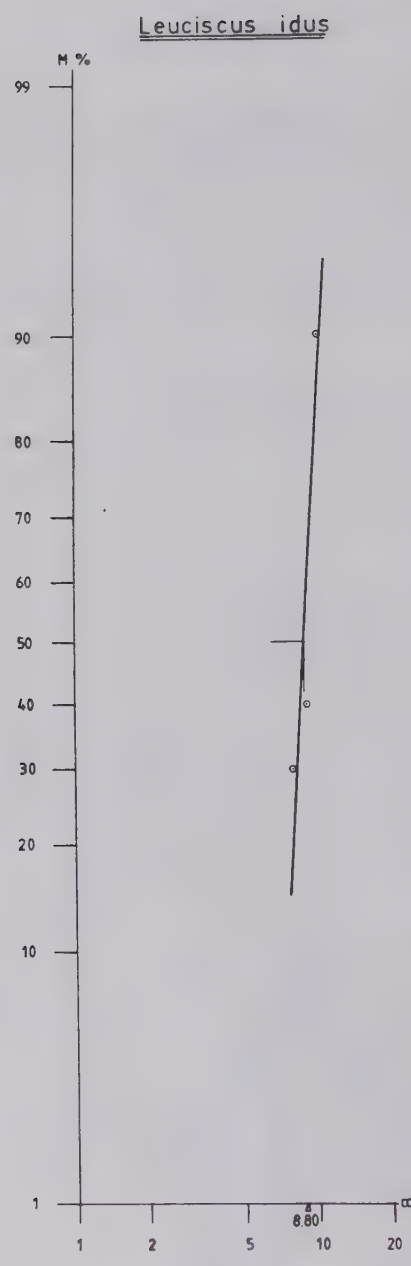
| $CdCl_2$ (mg/kg) | Mortalitätsrate (%) |
|---|---|
| 9 | 0 |
| 10 | 10 |
| 12 | 30 |
| 14 | 50 |
| 17 | 70 |
| 20 | 80 |
| 22 | 90 |
| 23 | 100 |

Tab. 6: Kontamination von Leuciscus idus mit $CdCl_2$

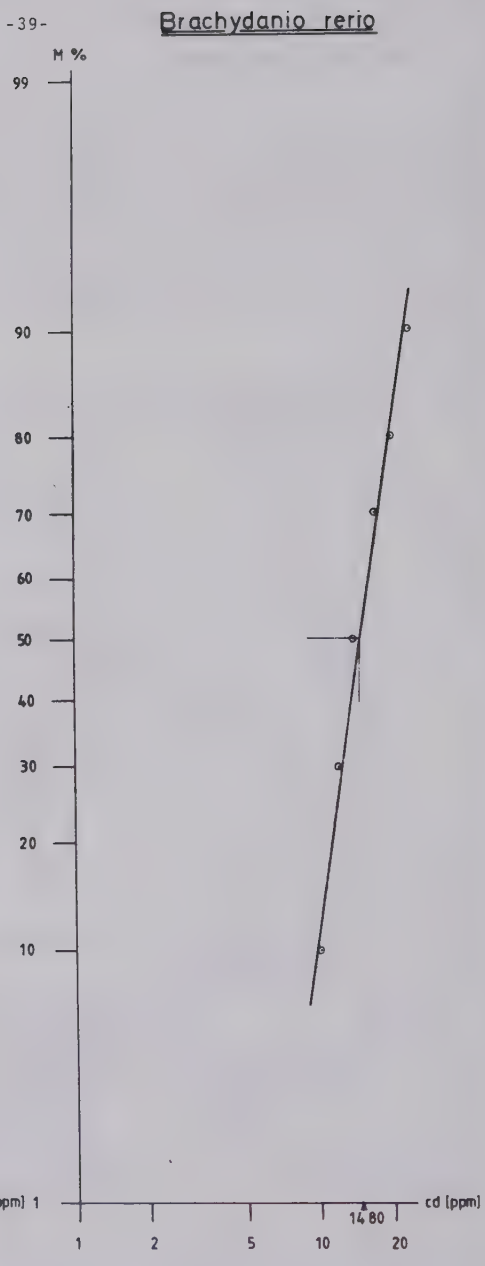
Bedingungen:

| | | | |
|---|---|---|---|
| 7,0 | pH | 7,3 | Dauer = 96 h |
| 14° | GH | 16° | Temperatur = 20±2°C |
| 1,1 | $F_L$ | 1,25 | Länge = 2,0 ± 1,0 cm |
| σ | 10 | $uScm^{-1}$ | Gewicht = 0,65 ± 0,05 g |

| $CdCl_2$ (mg/kg) | Mortalitätsrate (%) |
|---|---|
| 7 | 0 |
| 8 | 30 |
| 9 | 40 |
| 10 | 90 |
| 11 | 100 |




Graphik 2




Graphik 1

Auf den beiden Graphiken ist der Unterschied zwischen L. idus und B.rerio bezüglich des $LD_{50}$ für Cadmium dargestellt.

## 5. Diskussion

An den Anfang möchten wir zwei für die Beurteilung der Resultate wesentliche Zitate stellen:
"In allen seinen Charakteristiken finden wir einen Fluß, geformt und bedingt durch die Parameter seines Einzugsgebietes. Wenn wir uns nach einem Vergleich in der Physiologie eines tierischen Organismus umsehen, so stellen wir fest, daß Funktion und Bedeutung von Flüssen die eines exkretorischen, eines Nierensystems ihrer Umgebung darstellen. Durch die Flüsse werden die Endprodukte des abiotischen sowie biotischen Stoffwechsels der umgebenden Landschaften eliminiert. Und in den Flüssen werden auch die Remineralisationsprozesse dieser Endprodukte bis zu ihrem mehr oder weniger erreichbaren Endzustand weitergeführt, wenn dieser nicht bereits in der terrestrischen Umgebung selbst erreicht worden ist" (SIOLI, 1981 und 1982).
"Als Endglied einer langen Nahrungskette spiegelt der Fisch wie kein anderer Organismus den Zustand des Gewässers wider" (REICHENBACH-KLINKE, 1974).

Die heutige Verbreitung von Gasterosteus aculeatus im Gewässersystem der Saar, insbesondere aber in der Saar selbst, erscheint weitgehend anthropogenen Einflüssen zu unterliegen, denn es war zu vermuten, daß es überall in der Saar G.aculeatus gibt. Wir mußten jedoch feststellen, daß er in vielen Teilabschnitten der Saar nicht vorkam.

Aus den Wasseranalysedaten der Saar und ihrer Nebenflüsse Tab. 7 + 8 kann man ersehen, daß der pH-Wert 1977 im Bereich von 7,3 bis 8,75 lag. Diese Werte liegen innerhalb der Toleranzgrenze pH 5,0 - 11,4 von G. aculeatus (JONES, 1957). Jedoch können saure und basische Schadstoffe sich verschieden auf Fische auswirken, was nicht unbedingt mit dem pH-Wert korrelieren muß (DOUDOROFF, 1957).

Tab. 7: Die Saar und ihre Nebenflüsse

| Station | Februar 1977 | | | | Mai 1977 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $H_2O$ temp. | $O_2$-Geh. | $O_2$-Sätt. | pH | $H_2O$ temp. | $O_2$-Geh. | $O_2$-Sätt. | pH |
| Saargemünd | 6,5 | 12,0 | 97,32 | 7,77 | 14,3 | 8,23 | 79,67 | 7,55 |
| Hanweiler | 6,0 | 12,0 | 96,12 | 7,80 | 14,3 | 8,10 | 78,41 | 7,78 |
| Güdingen | 6,5 | 12,60 | 102,20 | 7,84 | 17,3 | 8,58 | 88,37 | 7,69 |
| Saarbrücken | 7,5 | 9,45 | 78,53 | 7,50 | 15,5 | 8,08 | 80,23 | 7,56 |
| Luisenthal | 8,0 | 9,68 | 81,41 | 7,50 | 15,8 | 9,66 | 96,50 | 7,66 |
| Völklingen | 7,5 | 9,54 | 79,28 | 7,45 | 16,8 | 6,41 | 65,38 | 7,57 |
| Wadgassen | 9,0 | 11,48 | 105,70 | 7,77 | 17,8 | 4,60 | 47,89 | 7,43 |
| Ensdorf | 8,5 | 11,39 | 103,60 | 7,75 | 18,7 | 3,00 | 31,80 | 7,36 |
| Lisdorf | 8,5 | 11,86 | 107,80 | 7,73 | 19,5 | 6,60 | 71,08 | 7,38 |
| Saarlouis | 9,5 | 11,32 | 105,40 | 7,76 | 19,5 | 5,65 | 60,85 | 7,35 |
| Pachten | 6,0 | 12,07 | 96,68 | 7,68 | 16,7 | 5,46 | 55,58 | 7,46 |
| Saarfels | 6,7 | 10,84 | 88,45 | 7,78 | 18,5 | 3,18 | 33,61 | 7,30 |
| Merzig | 6,0 | 10,68 | 85,54 | 7,83 | 16,9 | 4,04 | 41,29 | 7,42 |
| Besseringen I | 8,0 | 11,53 | 92,24 | 7,70 | 14,8 | 6,00 | 58,68 | 7,53 |
| Besseringen II | 8,0 | 8,82 | 64,56 | 7,70 | 12,5 | 21,82 | 203,14 | 8,75 |
| Mettlach I | 8,0 | 10,88 | 87,04 | 7,70 | 15,2 | 5,28 | 52,06 | 7,72 |
| Mettlach II | 7,0 | 11,32 | 92,94 | 7,75 | 14,8 | 6,29 | 61,57 | 8,03 |
| Saarhölzbach | 8,0 | 12,13 | 102,01 | 7,73 | 13,9 | 6,87 | 66,00 | 7,82 |
| Saarburg | 6,5 | 11,40 | 92,37 | 7,89 | 13,8 | 6,77 | 64,90 | 7,80 |
| Biebelhausen | 7,5 | 11,39 | 94,65 | 7,88 | 15,3 | 8,16 | 80,67 | 7,75 |
| Konz | 7,0 | 10,37 | 85,13 | 7,80 | 13,4 | 8,05 | 127,30 | 7,71 |
| Blies | 6,0 | 10,35 | 82,90 | 7,75 | 13,6 | 6,99 | 66,68 | 7,56 |
| Fechinger Bach | 6,0 | 11,10 | 88,91 | 8,14 | 17,4 | 9,29 | 95,97 | 8,26 |
| Scheidter Bach | 6,0 | 9,00 | 72,09 | 7,55 | 20,0 | 3,79 | 41,24 | 7,74 |
| Sulzbach | 7,5 | 9,85 | 81,85 | 7,50 | 13,7 | 4,16 | 39,77 | 7,62 |
| Fischbach | 7,0 | 11,45 | 93,92 | 7,50 | 15,0 | 7,16 | 70,31 | 7,89 |
| Köllerbach | 7,5 | 10,24 | 85,09 | 7,45 | 13,5 | 5,19 | 48,84 | 7,43 |
| Rossel | 10,0 | 2,65 | 24,98 | 8,49 | 15,4 | - | - | 8,12 |
| Bist | 6,5 | 9,98 | 86,30 | 7,74 | 13,0 | 4,90 | 46,10 | 7,38 |
| Prims | 4,5 | 12,25 | 94,45 | 7,48 | 14,8 | 7,38 | 72,18 | 7,30 |
| Nied | 6,5 | 12,42 | 93,27 | 7,99 | 15,0 | 11,11 | 109,10 | 8,18 |
| Seffersbach | 5,0 | 12,22 | 95,32 | 7,80 | 13,8 | 8,07 | 77,31 | 7,86 |
| Salzbach | 8,0 | 12,13 | 97,04 | 8,00 | 10,5 | 13,32 | 118,68 | 8,06 |
| Steinbach | 5,0 | 12,66 | 63,30 | 7,85 | 9,6 | 13,12 | 114,54 | 8,34 |
| Wellesbach | 6,0 | 13,68 | 82,08 | 7,10 | 9,0 | 15,22 | 130,89 | 7,53 |
| Mosel vor Saarmündung | 7,0 | 12,40 | 101,80 | 7,77 | 16,2 | 12,31 | 123,96 | 7,91 |

Tab. 8: Die Saar und ihre Nebenflüsse

| Stationen | August 1977 | | | pH | / November 1977 | | | pH |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $H_2O$ temp. | $O_2$-Geh. ppm | $O_2$-Sätt. % | | $H_2O$ temp. | $O_2$-Geh. ppm | $O_2$-Sätt. % | |
| Saargemünd | 20,5 | 7,00 | 76,92 | 7,75 | 10,5 | 6,51 | 58,00 | 7,70 |
| Hanweiler | 20,8 | 7,97 | 88,07 | 8,09 | 10,3 | 6,23 | 55,50 | 7,60 |
| Güdingen | 21,5 | 10,61 | 118,81 | 8,20 | 11,0 | 5,70 | 51,40 | 7,65 |
| Saarbrücken | 20,0 | 8,97 | 97,61 | 7,90 | 13,0 | 8,15 | 76,70 | 7,45 |
| Luisenthal | 20,3 | 6,36 | 69,58 | 7,85 | 12,3 | 7,60 | 70,40 | 7,48 |
| Voelklingen * | 21,3 | 3,36 | 37,46 | 7,74 | 13,5 | 7,40 | 70,50 | 7,52 |
| Wadgassen | 20,5 | 4,61 | 50,66 | 7,30 | 15,0 | 5,65 | 52,30 | 7,43 |
| Ensdorf * | 25,5 | 1,56 | 18,82 | 7,75 | 11,3 | 5,55 | 50,30 | 7,51 |
| Lisdorf | 22,0 | 6,12 | 69,15 | 7,35 | 11,5 | 5,65 | 51,50 | 7,48 |
| Saarlouis * | 24,3 | 2,41 | 28,45 | 7,71 | 12,0 | 5,95 | 54,80 | 7,51 |
| Pachten * | 21,8 | 1,73 | 19,48 | 7,50 | 10,0 | 7,35 | 64,80 | 7,49 |
| Saarfels * | 22,0 | 1,62 | 18,31 | 7,50 | 8,0 | 5,70 | 47,90 | 7,42 |
| Merzig | 19,0 | 4,45 | 47,49 | 7,81 | 8,0 | 5,70 | 47,90 | 7,50 |
| Besseringen I | 18,5 | 3,71 | 39,22 | 7,73 | 8,0 | 5,00 | 42,10 | 7,51 |
| Besseringen II | 17,0 | 5,60 | 57,38 | 7,90 | 7,5 | 2,15 | 17,90 | 7,43 |
| Mettlach I | 24,5 | 4,20 | 49,76 | 7,84 | 12,0 | 6,10 | 56,20 | 7,40 |
| Mettlach II * | 23,3 | 2,12 | 24,57 | 7,58 | 11,8 | 6,60 | 60,50 | 7,44 |
| Saarhölzbach | 23,2 | 4,75 | 54,91 | 7,94 | 12,0 | 7,55 | 69,50 | 7,51 |
| Saarburg | 23,5 | 9,86 | 114,65 | 8,59 | 11,9 | 6,85 | 63,00 | 7,50 |
| Biebelshausen | 23,2 | 5,97 | 68,79 | 7,90 | 12,0 | 6,60 | 60,80 | 7,45 |
| Konz | 23,5 | 6,30 | 73,26 | 7,94 | 12,3 | 5,60 | 51,90 | 7,46 |
| Bliesmündung | 18,7 | 6,93 | 62,12 | 7,60 | 10,3 | 7,31 | 65,00 | 8,00 |
| Fechinger Bach | 16,2 | 5,74 | 57,80 | 8,10 | 10,4 | 6,69 | 59,50 | 8,02 |
| Scheidter Bach | 20,5 | 5,07 | 55,71 | 8,20 | 13,0 | 6,89 | 64,90 | 8,01 |
| Sulzbach | 20,3 | 3,77 | 41,34 | 7,83 | 12,5 | 4,41 | 41,10 | 7,35 |
| Fischbach | 18,0 | 4,01 | 42,03 | 8,07 | 11,5 | 5,59 | 50,90 | 7,98 |
| Köllerbach | 15,0 | 4,52 | 44,40 | 8,04 | 12,0 | 7,45 | 68,60 | 7,50 |
| Rossel * | 19,1 | 0,62 | 6,63 | 8,18 | 15,5 | - | - | 8,01 |
| Prims | 17,0 | 3,60 | 36,89 | 7,20 | 10.5 | 6.80 | 60,60 | 7,40 |
| Nied | 20,0 | 4,10 | 44,61 | 7,40 | 7,8 | 7,55 | 63,20 | 7,45 |
| Seffersbach | 16,5 | 6,95 | 70,49 | 8,00 | 8,5 | 6,90 | 58,70 | 8.11 |
| Salzbach | 14.0 | 8,98 | 86,43 | 8,20 | 7,5 | 8,90 | 74,00 | 7,76 |
| Steinbach | 12,0 | 9,77 | 100,10 | 8,15 | 6,5 | 8,40 | 68,10 | 7,70 |
| Wellesbach | 12.5 | 11,46 | 105,50 | 8,20 | 6,5 | 9,55 | 77,50 | 7,87 |
| Mosel vor Saarmündung | 13,0 | 10,11 | 95,20 | 7,30 | 5,0 | 10,75 | 83,90 | 7,17 |
| | 22,2 | 8,44 | 95,70 | 8,25 | 15,1 | 7,50 | 73,80 | 7,39 |

Der Sauerstoffgehalt des Wassers der Saar schwankte 1977 zwischen 1,73 und 21,82 ppm. Die minimal verträgliche Sauerstoffkonzentration des Wassers für Gasterosteus aculeatus liegt laut JONES (1964) bei 0,25 bis 0,5 ppm bei einer Wassertemperatur von 3°C; jedoch treten unter diesen Bedingungen bereits nach ca. 5 bis 6 Minuten Streßsymptome bei den Tieren auf. Bei Temperaturen von 20°C und 2 ppm Sauerstoffgehalt treten diese Symptome sofort auf (JONES, 1952). Die meisten Fischarten haben bei höheren Temperaturen auch einen höheren Sauerstoffverbrauch (FRY, 1957; MACAN, 1978); dies gilt auch für Gasterosteus aculeatus. Der Sauerstoffverbrauch von G. aculeatus kann sich auch erhöhen, wenn bestimmte Schwermetallsalze gelöst im Wasser vorhanden sind, wie z.B. $CuSO_4$ und $Pb(NO_3)_2$ (JONES, 1947). Bei geringem $O_2$-Gehalt wird die Vermehrungsrate beeinträchtigt (WOOTTON, 1976). Bei absolutem Sauerstoffmangel stellen Fische im allgemeinen ihre Stoffwechselaktivität ein und sterben (NIKOLSKY, 1963 und LAGLER et al., 1977).
In Tabelle 8 (August) sind die Fundorte mit kritischen $O_2$-Konzentrationen mit einem Sternchen gekennzeichnet. Weiter unten werden wir noch näher auf die Abhängigkeit zwischen $O_2$-Gehalt und Temperatur eingehen.

Es wurden sehr wenige Untersuchungen über die Temperaturabhängigkeit von G. aculeatus durchgeführt. und viele Autoren behaupten, der Fisch sei eurithermal (WOOTTON, 1976). Die Überlebensrate bei "leiurus" (diese Form kommt in der Saar vor), ist bei einer Temperatur von 25-28°C nach Angaben von HEUTS (1947) umgekehrt proportional der Ausprägung der lateralen Beschilderung. Fische mit geringerer Beschilderung ("leiurus") sind gegen höhere Temperaturen widerstandsfähiger. Bei höheren Temperaturen (28°C) kann der Stichling nur noch leben, wenn dem Wasser 12% Meerwasser hinzugefügt werden, weil dann das Wasser mit dem Blut des Fisches isoton ist.

Bei reinem Süßwasser oder bei Wasser mit 30% Meerwasseranteil liegt die letale Temperatur tiefer (JORDAN & GARSIDE, 1972). Andere Arbeiten zum Zusammenhang von Salinität und Temperatur wurden von HEUTS (1945) und GUTZ (1969 und 1970) durchgeführt. Im Eismeer und an den Küsten von Eurasien und Amerika kommt G. aculeatus nicht vor; dies wird auf die niedrigen Temperaturen im Winter in Zusammenhang mit der gegebenen Salinität des Wassers zurückgeführt (WOOTTON, 1976). JONES (1952) hat mit den Stichlingen experimentell bei 3°C gearbeitet und GUTZ (1969 u. 1970) bei 4°C. Die Temperaturen in der Saar schwankten 1977 zwischen 6,0 und 25,5°C. Deshalb kann die Temperatur allein nicht der limitierende Faktor für die Stichlinge sein. Ausnahmen sind die vorher bereits erwähnten Stellen, Ensdorf, Völklingen und Mettlach, wo die Temperatur Werte zwischen 30 und 40°C erreichen kann (SCHNEIDER, 1972; SCHÄFER, 1975; ZEIGER, 1975; MÖLLER, 1980a und b) und deshalb in diesen Abschnitten den limitierenden Faktor darstellen kann, da die maximal verträgliche Temperatur unter optimalen Bedingungen bei etwa 28°C liegt (ALLEN & WOOTTON, 1982). Deshalb ist Gasterosteus aculeatus keine tropisch-eurithermale Art, wie z.B. Rivulus punctatus (neotropischer Cyprinidontidae), der bei Temperaturen von 39°C und $O_2$-Gehalt 2 ppm überleben kann (BASTOS, 1979, 1982; BASTOS & LOURENÇO, 1983).

Aus dem Zusammenhang zwischen Temperatur und $O_2$-Gehalt des Wassers (Tab. 8, ~~Mai~~ Aug.) ergibt sich, daß weder in Ensdorf, noch in Saarlouis, Pachten, Saarfels oder Mettlach II die Bedingungen für die Aufrechterhaltung einer Population von Gasterosteus aculeatus gegeben sind, wahrscheinlich begrenzt auch an anderen Stellen das $O_2$-Defizit die ökophysiologische Existenz dieser Art.

Anfang Mai ist der Beginn der Paarungszeit der Stichlinge in der Saar (Geländebeobachtung 1981/3; aus Tab. 7 ( Mai ) sehen wir, daß an verschiedenen Stellen, wie Ensdorf, Saarfels und Merzig, zu diesem Zeitpunkt eine Reproduktion einer

Population von Gasterosteus aculeatus unmöglich ist. An allen oben genannten Stellen waren wir mehrmals und zu verschiedenen Jahreszeiten, konnten jedoch nie Stichlinge nachweisen.

Eine weitere wichtige Rolle bei Fischen spielt deren Nahrung. Aus eigenen Beobachtungen im Aquarium ergab sich, daß Stichlinge mit Vorliebe sich bewegende Chironomiden-Larven, -puppen fressen sowie Tubificiden, die zu einem Teil aus ihrer im Boden befindlichen Röhre schlängelnd herausragen. Weiterhin fressen sie sehr gern Jungfische von Cypriniden (Leuciscus), Salmoniden (Salmo) und vom Guppy (Poecilia reticulata). Nach einer Eingewöhnungszeit von etwa 1 Monat nehmen sie auch Trockenfutter, jedoch sehr ungern.

Gasterosteus aculeatus ernährt sich fast ausschließlich von lebenden Beutetieren, die er visuell wahrnimmt (TUGENDHAT, 1960 und WOOTTON, 1976). Nach der Klassifikation von HASLER (1957) ist der Stichling ein tagaktiver, mikrosomatischer Räuber, d.h., er benutzt bei der Futtersuche fast ausschließlich seinen Gesichtssinn. Hauptsächlich ernährt er sich von wasserlebenden Invertebraten, aber auch von Fischeiern und Jungbrut, äußerst selten jedoch von pflanzlicher Kost. PROSI (1977) sagte: "Stichlinge sind räuberisch und leben dicht über dem Bodengrund. Sie ernähren sich ausschließlich von lebenden Organismen (besonders Insektenlarven, Tubificidae, Bachflohkrebsen und Wasserasseln)".

Aus den Arbeiten von HYNES (1950) über die Ernährung einer "leiurus"-Population in einem Bach (Birket River) auf der Wirral-Halbinsel im Nordosten Englands ist ersichtlich, daß Stichlinge ein weites Nahrungsspektrum aufweisen, u.a. Copepoden, Cladoceren, andere Krustaceen, Oligochaeten, Larven und Puppen von Chironomiden. Die Pflanzenkost stellt nur einen ganz geringen Anteil der Ernährung dar (Tab. 9). Im unteren

Teil der Tabelle 9 sind die Ergebnisse von WALKEY (Zitat aus WOOTTON, 1976) aufgeführt, die aus Untersuchungen in einem isolierten kleinen Tümpel, dem Monkton Pool, im Nordosten von England stammen. Nach diesen Angaben bilden Crustaceen und Chironomiden die Hauptnahrung, Mollusken und Oligochaeten spielen, anders als bei den Daten aus dem Birket River, keine große Rolle.

Ein weiterer wichtiger Aspekt für das Vorkommen von G. aculeatus-Populationen ist die Klarheit des Wassers. Diese hat Auswirkungen sowohl auf den Erfolg der Nahrungssuche (hauptsächlich visuell) als auch vermutlich auf seine Vermehrungsrate; die Auswirkungen der Tageslänge auf das Reproduktionsverhalten sind z.B. gut dokumentiert (VANDEN-EECKHOUDT, 1947; BAGGERMANN, 1969 und 1972; WOOTTON, 1976). Auf die Eireife scheinen Lichtintensität, Wellenlänge und die Farbe des Lichts allerdings keinen Einfluß zu haben (McINERNEY & EVANS, 1970).

Die Interpretation des Bioakkumulationsverhaltens von Schwermetallen (Pb und Cd) in der Nahrungskette von G. aculeatus berührt generell das Verhalten von Schwermetallen in Fließgewässer-Ökosystemen.

ENK & MATHIS (1977) beschrieben die Konzentrationsgradienten von Pb und Cd in Fließgewässerökosystemen nach folgendem Schema:
Wasser < Fische < Sediment < aquatische Invertebraten

Zu einer unterschiedlichen Rangordnung kam PROSI (1981) aufgrund seiner Untersuchungen an G. aculeatus und Rutilus rutilus - Populationen in der Elsenz (Nebenfluß des Rheins) Sein Schema stellt sich wie folgt dar:

Wasser < Fische < aquatische Invertebraten < Sediment.

HÖLZINGER (1977) kam bei Untersuchungen in den Nahrungsketten von Wasservögeln an der Donau (Öpfinger Wehr) zu ähnlichen Ergebnissen.

Tab. 9: Jahreszeitliche Schwankungen der Nahrung des Dreistachligen Stichlings (Gasterosteus aculeatus)
Die Zahlen egben die prozentualen Anteile des Futters an. (nach HYNES 1950 und WALKEY 1967)

| | Jan | Feb | Mär | Apr | Mai | Jun | Jul | Aug | Sep | Okt | Nov | Dez |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| (1) Birket River | | | | | | | | | | | | |
| Crustacea | | | | | | | | | | | | |
| Cladocera | 0,7 | 5,3 | 11,3 | 6,0 | 20,5 | 33,4 | 39,2 | 3,5 | 1,6 | 9,2 | 0,8 | 0,2 |
| Copepoda | 11,6 | 20,1 | 27,8 | 23,4 | 14,0 | 10,5 | 27,9 | 38,2 | 11,9 | 25,0 | 6,5 | 15,0 |
| Ostracoda | 0,6 | 0,6 | 3,5 | 0,9 | 3,4 | 2,4 | 0,8 | 10,5 | 6,7 | 4,1 | 4,2 | 5,0 |
| Asellus | 7,4 | 6,2 | - | 13,0 | 5,3 | 7,8 | 6,7 | 11,4 | 19,6 | 12,7 | 15,2 | 19,0 |
| Insecta | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae larv. | 18,8 | 11,5 | 17,1 | 20,0 | 14,5 | 23,7 | 15,6 | 23,4 | 21,8 | 8,7 | 18,7 | 15,9 |
| Chironomidae pup. | 0,6 | 0,7 | 14,5 | 18,5 | 15,7 | 2,5 | 1,3 | 1,9 | 0,5 | 3,7 | 0,3 | 0,5 |
| Trichoptera larv. | 0,7 | 1,5 | 14,2 | 1,8 | - | 0,9 | - | - | 0,2 | - | - | - |
| Andere Diptera | 9,7 | 2,4 | 1,2 | 0,3 | 5,8 | - | 1,5 | - | 2,0 | 0,7 | 0,3 | 3,7 |
| Bodeninsekten | 1,6 | 0,2 | 1,7 | 2,0 | 4,4 | 0,1 | - | - | 3,7 | 1,8 | 9,7 | 5,7 |
| Mollusca | 15,7 | 2,3 | 1,3 | 0,8 | 0,7 | 3,0 | 0,9 | 0,3 | 2,3 | 9,1 | 23,8 | 12,3 |
| Oligochaeta | 13,3 | 39,6 | 3,9 | 1,2 | 0,9 | - | - | - | 1.0 | 5,1 | 2,5 | 16,9 |
| Fischeie und -brut | | | - | 8 1 | 3,5 | 1,7 | - | - | - | - | - | - |
| Pflanzen | | | | | | | | | | | | |
| Algen | 0,1 | 0,1 | 0,1 | - | 0,7 | 7,6 | 2,9 | 9,4 | 22,4 | 6,2 | 0,8 | 0,1 |
| Höhere Pflanzen | 2,4 | 3,8 | 1,2 | 1,9 | 2,1 | 0,4 | 0,3 | - | 0,4 | 2,0 | 9,9 | 1,7 |
| Unidentifiziert | 13,1 | 1,8 | - | 0,6 | 1,1 | - | - | - | 3,8 | 4,2 | 5,7 | 3,2 |
| (2) Monkton Pool | | | | | | | | | | | | |
| Crustacea | | | | | | | | | | | | |
| Cladocera | 20,1 | 15,3 | 10,0 | 17,3 | 31,0 | 8,3 | 2,1 | 2,3 | 1,0 | 4,3 | 5,2 | 2,5 |
| Copepoda | 21,1 | 17,4 | 22,4 | 8,3 | 1,0 | 3,2 | 3,1 | 6,1 | 38,7 | 39,9 | 39,5 | 13,1 |
| Ostracoda | 23,7 | 6,1 | 10,8 | 2,1 | 0,5 | 7,0 | 27,5 | 20,3 | 14,6 | 13,1 | 16,9 | 13,4 |
| Asellus | - | 2,9 | 1,6 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Gammarus | - | - | 3,2 | - | 2,0 | - | 2,6 | - | - | - | - | - |
| Insecta | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera | 4,6 | - | - | - | - | - | - | 2,4 | - | - | - | - |
| Sialis | - | - | 1,6 | 1,7 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Chironomidae larv. | 24,0 | 55,5 | 48,5 | 34,6 | 12,1 | 40,3 | 26,3 | 12,0 | 8,0 | 11,0 | 24,9 | 18,0 |
| Chironomidae pup. | - | - | - | 28,8 | 44,6 | 22,6 | 2,0 | 5,6 | - | - | - | - |
| Chironomidae adult | - | - | - | - | - | - | - | - | 11,2 | 6,5 | 4,5 | 2,0 |
| Trichoptera | - | 1,4 | - | - | 1,7 | 0,8 | - | - | - | 0,4 | - | - |
| Hemiptera | - | - | - | - | - | 7,1 | 22,8 | 31,7 | 19,8 | 1,9 | - | - |
| Mollusca | - | - | - | - | 1,2 | 1,6 | 8,7 | 14,4 | 3,4 | 16,1 | 10,2 | 6,9 |
| Oligochaeta | - | 0,4 | 1,8 | 0,4 | 2,9 | - | - | 0,3 | 3,0 | 3,8 | - | - |
| Fischeier und -brut | - | - | - | - | 0,5 | 6,3 | 2,6 | 0,9 | - | - | - | - |
| Pflanzenmaterial | 0,6 | 0,2 | - | 0,4 | 0,5 | 1,6 | 0,7 | 0,9 | - | 0.6 | 4,5 | 38,5 |
| Unidentifiziert | 5,9 | 0,8 | - | 6,4 | 2,0 | 1,2 | 1,6 | 3,1 | 0,3 | 2,4 | 4,3 | 3,6 |

PO-YUNG et al. (1975) erhielten bei der experimentellen Kontamination mit Pb und Cd folgende Rangordnung:

Pb: Wasser < Fische < Algen < aquatische Invertebraten

Cd: Wasser < Fische < aquatische Invertebraten < Algen.

Die Meinungen über die Akkumulationsfähigkeit der Fische bzw. verschiedener Organe oder Körperteile in Bezug auf Cd und Pb (auch Schwermetalle allgemein) gehen sehr weit auseinander. Einige Autoren (REICHENBACH-KLINKE, 1974 und VOGT & KITTELBERGER, 1976) sind der Meinung, daß Raubfische auf Grund der Ernährungsweise mehr Schwermetalle akkumulieren als andere Fische. MATHIS & CUMMINGS (1973) führen dagegen aus, daß omnivore Arten mehr akkumulieren als Raubfische und daß am Boden lebende Invertebraten stärker akkumulieren als Fische. Eine ähnliche Rangordnung hat LABAT et al. (1977) mit Ergebnissen aus der Ichtyofauna der Lot (Nebenfluß der Garonne, Bordeaux) erhalten, nach denen sich die Akkumulationsfähigkeit für Schwermetalle folgendermaßen darstellt:

Grundfische > pelagrische Omnivore > Raubfische

MÖLLER & PROSI (1978) haben Untersuchungen an R. rutilus durchgeführt und kamen zu dem Ergebnis, daß keine Beziehung zwischen dem Fischgewicht (Lebensalter) und dem Cd-Gehalt im Muskel besteht. Für die Cd-Konzentration in den Organen von Fischen stellen LABAT et al. (1977) und MÖLLER & PROSI (1978) folgende Regel auf:

Nieren > Leber > Muskel

Die gleiche Reihenfolge gilt für Pb (LABAT et al., 1977). SAIANKI et al. (1982) kamen allerdings bei der Untersuchung der Akkumulation von Pb und Cd im Gewebe von Fischen zu einer anderen Reihenfolge (Tab. 10).

Gasterosteus aculeatus in der Saar ernährt sich hauptsächlich von aquatischen Invertebraten. Diese leben in engem Kontakt mit dem Sediment und den Pflanzen, deshalb sind sie nicht nur mit Schwermetallen, sondern auch mit anderen organischen Verbindungen kontaminiert.

In der Tab. 11 sind unsere eigenen Resultate von Cd und Pb in Fischen mit den Daten von MEISCH, REINLE & BIELIG (1978) aus den Sedimenten der Saar zusammen dargestellt. Zwar sind die Daten über das Sediment schon etwas älter, aber auch neuere Daten würden nur eine Momentaufnahme der sehr komplizierten Dynamik von Schwermetallen in Sedimenten darstellen (FÖRSTNER & MÜLLER, 1974 u. 1976; FÖRSTNER & WITTMANN, 1981).

Aus den Daten geht hervor, daß es keine direkte Korrelation zwischen dem Bleigehalt im Sediment und in den Fischen gibt. Auffällig ist, daß G. aculeatus in Güdingen, Saarbrücken und Gersweiler mit Pb-Werten von 4,93 mg/kg, 4,23 mg/kg und 3,48 mg/kg in Gebieten vorkommt mit relativ wenig Blei im Sediment; im Gegensatz dazu stehen Fische von Saarhölzbach und Saarburg mit wesentlich höheren Werten, nämlich 6,76 mg/kg und 6,46 mg/kg, da an diesen Stellen mit sehr großer Wahrscheinlichkeit auch höhere Konzentrationen im Sediment vorliegen. Die Exemplare aus Remelfing mit geringer Konzentration an Pb (1,00 mg/kg) müssen aus einer Population stammen, die oberhalb von Saargemünd lebt, da Wasser und Sediment ab Saargemünd stark verschmutzt sind und keine Stichlinge vorkommen. Direkt in der Mündung der Nied in die Saar gibt es aufgrund einer Uferveränderung durch Steinaufschüttungen kein Habitat für die Stichlinge mehr. In Siersdorf, etwa 2,3 km vor der Mündung der Nied, haben wir sehr geringe Konzentrationen festgestellt (0,41 mg/kg Pb), was auf eine ziemlich gute Qualität des Niedwassers schließen läßt (Tab. 7 und 8). Auf der Strecke zwischen Remelfing und Güdingen haben wir keine Stichlinge gefunden, möglicherweise könnte hierbei der Pb-Gehalt des Sediments eine Rolle spielen. Zwischen Gersweiler

Konzentration in mg/kg in den Organen (Trockengewicht)

| | Kiemen | | Leber | | Nieren | | Muskel | | Gesamt | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Pb | Cd | Pb | Cd | Pb | Cd | Pb | Cd | Pb | Cd |
| Abramis brama (Allesfresser) | 12,90 | 1,36 | 3,15 | 1,05 | 5,65 | 2,58 | 3,59 | 0,65 | 6,32 | 1,41 |
| Stizostedion lucioperca (Räuber) | 5,44 | 0,81 | 3,10 | 0,65 | 5,59 | 1,44 | 4,86 | 0,57 | 4,75 | 0,87 |
| Chironomidae, Crustaceae und Molluska | | | | | | | | | 18,46 | 2,92 |

Tab. 10: Konzentration von Pb und Cd in der Limnofauna des Balaton-Sees (Ungarn). Durchschnittswerte, entnommen von Daten von SALANKI et al. (1982).

| | Pb (mg/kg) | | Cd (mg/kg) | |
|---|---|---|---|---|
| Fundort | Sediment | Fisch | Sediment | Fisch |
| Hermelange | 20 | + | 0,1 | + |
| Hoff | 69 | + | 1,0 | + |
| Oberstinzel | 155 | + | 3,2 | + |
| Romelfing | 44 | + | 0,7 | + |
| Remelfing (1) | | 1,00 | | 0,44 |
| Saargemünd | 261 | - | 1,5 | - |
| Bliesmündung | 108 | - | 3,4 | - |
| Güdingen (2) | 173 | 4,93 | 3,6 | 0,17 |
| Saarbrücken (3) | 96 | 4,23 | 1,3 | 0,10 |
| Gersweiler (4) | 209 | 3,48 | 6,6 | 0,09 |
| Luisenthal | 249 | - | 16,1 | - |
| Rosselmündung | 101 | - | 3,2 | - |
| Lisdorf I | 322 | - | 10,8 | - |
| Lisdorf II | 344 | - | 4,7 | - |
| Primsmündung | 183 | - | 3,3 | - |
| Dillingen | 370 | - | 9,8 | - |
| Niedmündung | 29 | - | 0,5 | - |
| Siersdorf (9) | | 0,41 | | 0,10 |
| Fremersdorf | 837 | - | 20,0 | - |
| Seffersbach | 1110 | - | 46,1 | - |
| Merzig | 1000 | - | 54,5 | - |
| Besseringen | 854 | - | 35,5 | - |
| Mettlach I | 416 | - | 11,6 | - |
| Mettlach II | 19623 | - | 151,0 | - |
| Saarhölzbach | 7536 | - | 107,9 | - |
| Saarhölzbach (5) | | 6,76 | | 0,19 |
| Saarburg (6) | | 6,46 | | 0,17 |
| Konz | 427 | + | 11,3 | + |

Tab. 11: Zusammenfassende Darstellung der Schwermetallgehalte (Pb und Cd) in Stichlingen TG und im Sediment der Saar.
+ = Örtlichkeit nicht untersucht
- = keine Stichlinge gefangen
Siersdorf (9) liegt an der Nied, 2,3 km oberhalb deren Mündung in die Saar.
Die Daten über die Sedimente stammen von MEISCH, REINLE & BIELIG (1976).

und Saarhölzbach ist der Pb-Gehalt im Sediment hoch bzw. sehr hoch. Hier könnte der Pb-Gehalt einen limitierenden Faktor für das Vorkommen von G. aculeatus darstellen.

Bei Cadmium ist es sehr schwer, eine Korrelation zwischen Sediment- und Fischbelastung herzustellen, allerdings kam G. aculeatus nur da vor, wo die Konzentration an Cd im Sediment gering war. Bei hohem Cd-Gehalt im Sediment fehlte er. Mit Ausnahme von Remelfing (0,44 mg/kg Cd) weisen alle anderen Fundorte Werte von 0,09 - 0,19 mg/kg Cd in den Fischen auf, d.h., bei Remelfing muß sich eine Kontaminationsquelle von Cadmium befinden.

WISSMATH & KLEIN (1981) schrieben, daß in Gewässern mit sehr hohem Gehalt an Cd im Schlamm (20 - 40 mg/kg) dennoch fast kein Cd in den Fischen nachgewiesen werden konnte. Offenbar liegt das Cadmium hier in Verbindungen vor (schwerlösliche Sulfide), die nicht resorbierbar und damit biologisch inaktiv sind. Die gleichen Verfasser stellten dasselbe auch für die Bleigehalte fest. Zum Beispiel fanden sie in einem Gewässer mit 800 mg/kg im Sediment nur ganz geringe Konzentrationen von Pb (im Mittel etwa 0,1 mg/kg) in der Leber von Fischen.

Bei Vergleich unserer Ergebnisse aus der Saar mit den Ergebnissen von PROSI (1977) aus der Elsenz (Tab. 12) wird deutlich, daß die Konzentrationen von Pb und Cd in G. aculeatus in der Saar höher liegen als in der Elsenz, wobei es beim Blei sehr deutliche Unterschiede gibt.

Außer Cd und Pb gibt es noch weitere Elemente (nicht nur Schwermetalle), die für Stichlinge ähnlich toxisch oder sogar toxischer sein können. Sie sind in der Tab. 13 nach JONES (1939) in der Reihenfolge ihrer Toxizität aufgeführt. Die stärksten Gifte sind danach die Schwermetalle Ag, Hg, Cu, Pb und Zn und außerdem Aluminium, so daß neben Pb und Cd

unter Umständen weitere (Schwer)-Metallkonzentrationen allein oder auch interaktiv limitierende Faktoren für das Vorkommen von G. aculeatus-Populationen in der Saar darstellen können.
So konnten wir an Abschnitten der Saar, an denen im Sediment die höchsten Konzentrationen an Cu (Lisdorf I und II, Fremersdorf, Besseringen, Mettlach I und II, Saarhölzbach) oder Zn (Oberstinzel, Bliesmündung, Luisenthal I und II, Rosselmündung, Lisdorf I und II, Dillingen, Fremersdorf, Merzig, Besseringen, Mettlach I und II, Saarhölzbach und Konz) nachgewiesen wurden (MEISCH, REINLE & BIELIG, 1978), keine G. aculeatus-Populationen nachweisen.

| Fluß | Pb in mg/kg(TS) | | Cd in mg/kg(TS) | |
|---|---|---|---|---|
| | Sediment | Fisch | Sediment | Fisch |
| Saar (Mosel) | 1439++ (20-19623) | 4,48+ (1,00-6,76) | 21,15++ (0,1-151) | 0,19+ (0,09-0,44) |
| Elsenz (Neckar) | 273,1 (178,6-378,6) | 1,08 (1,03-1,12) | 11,5 (1,34-61,29) | 0,11 (0,09-0,12) |

Tab. 12: Vergleich der Gehalte an Pb und Cd in Sediment und in Gasterosteus aculeatus zwischen Saar und Elsenz.
++ = Werte von MEISCH, REINLE & BIELIG (1978)
+ = Werte vom Verfasser
andere Werte von PROSI (1977)

Tab. 13: Liste, der auf G. aculeatus toxisch wirkenden Substanzen, in der Reihenfolge ihrer Toxizität geordnet (nach JONES, 1939)

| Kation | mg/l |
|---|---|
| Ag | 0,003 |
| $Hg^{+2}$ | 0,008 |
| H | 0,01 |
| $Cu^{+2}$ | 0,015 |
| Al | 0,07 |
| $Pb^{+2}$ | 0,10 |
| $Cd^{+2}$ | 0,20 |
| Zn | 0,3 |
| $Au^{+3}$ | 0,40 |
| $Ni^{+2}$ | 0,8 |
| $Cr^{+3}$ | 1,2 |
| $Co^{+2}$ | 10 |
| $Mn^{+2}$ | 40 |
| K | 50 |
| Mg | 300 |
| Ba | 400 |
| Na | 500 |
| Ca | 800 |
| Sr | 1200 |

Es ist jedoch klar, daß die Akkumulation von Schwermetallen im Stichling mit seiner Nahrungskette stärker korreliert ist als mit den Sediment-Konzentrationen. Teile der Beute von G. aculeatus stehen zwar in engem Kontakt mit dem Sediment, so z.B. Chironomidae und Tubificidae; nach Untersuchungen von ZADORY & MÖLLER (1981) ergeben sich jedoch z.B. bei der Zn-Konzentration in der Molluske Physa acuta in der Saar keine direkten Korrelationen mit dem Sediment.

Bisher haben wir nur einzelne Faktoren dargestellt, nun möchten wir die Saar als Gesamtsystem mit allen belastenden Faktoren nach Maßgabe der Saprobitätsklassifizierung betrachten. Die neueste Klassifizierung der Saar wurde von NAGEL (1981) (s.Kap. 2.3) nach der Methode von KOLKWITZ-MARSSON-LIEBMANN

vorgenommen. Sie beruht auf 4 Gewässergüteklassen mit Übergangsklassen. Die 4 Hauptklassen sind:

| | | |
|---|---|---|
| I | nicht verschmutzt | = oligosaprob |
| II | leicht verschmutzt | = ß-mesosaprob |
| III | stark verschmutzt | = α-mesosaprob |
| IV | sehr stark verschmutzt | = polisaprob |

Nähere Einzelheiten zu dem aquatischen Saprobiensystem kann man bei UHLMANN (1975), KNÖPP (1979), MÖLLER (1980a+c und 1981) und SCHWOERBEL (1980) nachlesen. Bei Vergleich der Fundorte 1-bis 6 mit der Wassergütekarte der Saar ergibt sich folgendes Bild

| | |
|---|---|
| Fundorte 1 + 2 | liegen in Kategorie II |
| Fundort 3 | liegt in Kategorie II - III |
| Fundorte 4,5 u. 6 | liegen in Kategorie III |

Gasterosteus aculeatus wird von HAWKES (1957) hinsichtlich der maximalen Belastbarkeit für die Kategorie II, ß-mesosaprob, des Systems von KOLKWITZ & MARSSON eingestuft. Danach stimmen die Fundorte 1 und 2 mit den Angaben von HAWKES überein. Fundort 3 liegt in der Übergangszone II-III und damit noch im Bereich einer geringen Abweichung. Die Fundorte 5 und 6 liegen schon in Klasse III, jedoch kurz hinter dem Übergang von II-III in III. Die extremste Abweichung von der Einstufung nach HAWKES wäre somit Fundort 4, denn hier kommt G. aculeatus in der Klasse III, in der Nähe des Übergangs nach III-IV, vor. Als Quintessenz unserer Ergebnisse können wir nun sagen, daß Gasterosteus aculeatus f. "leiurus" (Saarpopulation) auch in einem Gewässer mit der Güteklasse α-mesosaprob vorkommen kann.

Bei Vergleich der Fundorte in der Blies mit der Pb- und Cd-Konzentration im Sediment (Tab. 14) und der Saprobitätsklassifizierung (Abb. 7) wird deutlich, daß das Vorkommen von G. aculeatus auf den Unterlauf der Blies beschränkt ist, da der Oberlauf wowohl hinsichtlich der Sediment-Konzentratio

als auch der Saprobitätsklassifizierung ungünstige Bedingungen aufweist.
Nach der Gewässergütekarte der Blies (MÜLLER 1980a) (Abb. 7) befinden sich die beiden einzigen Fundorte, Saargemünd (7) und Habkirchen (8), in der Klasse II (ß-mesosaprob).

| Fundort | Pb (mg/kg) | | Cd (mg/kg) | |
|---|---|---|---|---|
| | Sediment | Fisch (TS) | Sediment | Fisch (TS) |
| Neunkirchen | 1480 | '' | 7,8 | '' |
| Limbach | 1060 | '' | 24,0 | '' |
| Homburg | 520 | '' | 11,5 | '' |
| Einöd | 140 | '' | 2,6 | '' |
| Blickweiler | 132 | '' | 1,6 | '' |
| Gersheim | 68 | - | 1,2 | - |
| Reinheim | 151 | - | 1,6 | - |
| Habkirchen (8) | | 1,77 | | 0,13 |
| Saargemünd (7) | 54+ | 1,64 | 0,8+ | 0,20 |
| Saargemünd | 142+ | - | 1,4+ | - |
| Bliesmündung | 108+ | - | 3,4+ | - |

Tab. 14: Vergleich zwischen dem Gehalt an Pb und Cd in G.aculeatus (Trockensubstanz) und dem des Sediments der Blies.

'' = nicht untersucht
- = keine Stichlinge gefangen
+ = Werte nach MEISCH, REINLE & BIELIG (1978)
Werte ohne Zeichen von BECKER (1976)

Bei Fundort 9, Siersburg (Nied), den wir bereits besprochen haben, hat MERTEN (1978) mit einem Elektrofischgerät keine Stichlinge nachweisen können (Station XVII bei MERTEN (Abb.11). Auch bei der nächsten Station konnte er keine G. aculeatus nachweisen. Die Verbreitung des Stichlings in der Nied wurde von MERTEN als sehr unregelmäßig dargestellt; er wies die Art nur an 5 Fundorten nach. Außer den Stichlingen hatten wir am Fundort 9 auch Noematocheilus barbatulus und Gobio gobio im Handnetz, die auch von oben erwähntem Autor gefangen worden

waren. Nach SCHÄFER (1975) liegt dieser Teil der Nied in der Klasse II.

In der Umgebung von Büschfeld, neben der Prims, liegt Fundort 10. Hier fanden wir sehr geringe Konzentrationen an Schwermetallen (0,60 mg/kg Pb, 0,08 mg/kg Cd). Wie vorher bereits erwähnt, steht diese Ansammlung von Tümpeln über ihren gemeinsamen Abfluß mit der Prims in Verbindung. Der Einfluß der Prims auf die Tümpel erscheint, außer bei Hochwasser, unbedeutend. Dieser Fundort wurde von uns seit Anfang 1981 regelmäßig beobachtet. Interessant war die Tatsache, daß wir Ende August 1983 keinen einzigen Stichling mehr auffinden konnten. Das Wasser war zwar kristallklar, aber total ohne Lebewesen. Möglicherweise waren die Tümpel mit einem sehr starken Gift kontaminiert worden. In der näheren Umgebung außerhalb des Sumpfgebietes, wird sehr stark Ackerbau betrieben. Die toxischen Stoffe, die die Tümpel mit zuvor sehr reicher Limnofauna fast sterilisiert haben, kamen evtl. durch Düngung oder Spritzung der Ackerflächen mit Bioziden. Die Populationsdichte der Stichlinge war vorher sehr hoch und man kann sagen, daß die Art in diesem Habitat eine bedeutende Rolle gespielt hat.
Fundort 11, Kerprich-Hemmersdorf, ein anthropogen entstandenes Habitat (Steinbruch mit Tümpel), weist optimale Bedingungen für kleine Fische, wie z.B. auch G. aculeatus auf. Die Rückstände an Blei waren verhältnismäßig hoch (0,72 mg/kg) und für Cadmium wurden mit 0,36 mg/kg die zweithöchsten Konzentrationen der gesamten Untersuchung gemessen. Der Ursprung dieser hohen Konzentrationen ist leicht zu erklären. Direkt neben dem Tümpel, an einem Hang, wurden vergrabene Farbreste (Autolacke) aufgefunden. Über Einspülung und Grundwasser gelangt das in den Autolacken vorhandene Blei und Cadmium (FÖRSTNER & MÜLLER, 1974 u. WACHS, 1978) in den Tümpel.

Fundort 12, in der Nähe des linken Saarufers gegenüber von Dillingen, wies nur Spuren von Pb auf und 0,21 mg/kg Cd. Die Werte für Cd sind sehr wahrscheinlich auf die Nähe einer

Hauptverkehrsstraße (Saarbrücken-Luxemburg) zurückzuführen. In der terrestrisch lebenden Gartenschnirkelschnecke (Cepaea hortensis), die neben einer Hauptverkehrsstraße in England gesammelt worden waren, konnten hohe Konzentrationen an Cd, Pb und Zn nachgewiesen werden (WILLIAMSON, 1980).

Fundort 13 befindet sich in einem Naturschutzgebiet in der Nähe von Altheim. Hier fingen wir Stichlinge mit Spuren von Pb und 0,14 mg/kg Cd. Wie auch bei dem vorher erwähnten Fundort, ist der Cd-Gehalt wahrscheinlich auf den Autoverkehr einer dicht vorbeiführenden Straße zurückzuführen. Das zufließende Wasser trug zu einer starken Eutrophierung bei, was darauf schließen läßt, daß evtl. Düngemittelrückstände (Umgebung ackerbaulich genutzt) oder Ähnliches darin enthalten sind. Trotzdem findet sich hier eine sehr artenreiche Fauna und Flora.

Während unserer gesamten Untersuchungsdauer, von 1980 bis 1983, fingen wir nicht ein einziges schlecht aussehendes oder krankes Exemplar. Exemplare mit, von Parasiten hervorgerufen, Deformationen (wie z.B. durch Schistocephalus solidus, Cestoda und Glugea anomala, Sporozoa) oder anderen sichtbaren, äußerlichen Erkrankungen, wurden nicht beobachtet. Es wurde keine Untersuchung auf Innenparasiten durchgeführt. Bei REICHENBACH-KLINKE (1966) und WOOTTON (1976) sind verschiedene Aspekte der Ichthyoparasitologie dargestellt, und bei beiden Autoren wird eine lange Liste der Parasiten von Gasterosteus aculeatus genannt.

Die Zusammensetzung der Ichthyofauna der Oberläufe von Nebenflüssen der Saar, wie sie durch Elektrofischen und Wettfischen (Sportfischerverband Saar e.V.), an denen der Autor mehrfach teilgenommen hat, zu ermitteln ist, stellt sich am Beispiel der Resultate zweier Elektrofischaktionen paradigmatisch wie folgt dar:

am 16.5.1981 Prims in der Nähe von Bardenbach (MICHAELY, 1981)

1 Anguilla anguilla
28 Thymallus thymallus
27 Salmo truta
46 Leuciscus cephalus
1 Leuciscus idus f."orfus"
5 Leuciscus leuciscus
15 Rutilus rutilus
5 Scardinus erythrophthalmus
1 Tinca tinca
27 Gobio gobio
11 Schmerlen

Tab. 25: Resultate eines Elektrofischens im Ihner Bach/Nied (MICHAELY, 1981)

| Menge | Fischart | Ø -Länge in cm | Ø -Gewicht in g |
|---|---|---|---|
| 70 | Salmo trutta | 35 | 566 |
| 14 | Salmo gairdneri | 37 | 657 |
| 3 | Salvelinus fontinalis | 28 | 275 |
| 3 | Gobio gobio | 12 | 45 |
| 20 | Cottus gobio | 9 | 29 |

Nach den Resultaten aus den Elektrofischen und den Wettfischen, bei denen wir dabei waren, zeichnet sich eine Umkehrung der Struktur der Ichthyofauna ab. Das Verhältnis von Raubfischen zu omnivoren Fischen ist sehr hoch in Bezug auf die Räuber, normalerweise bilden die Räuber nur einen geringen Anteil an der Fischzahl. Da uns zu wenig Material zur Verfügung stand, können wir unsere Interpretation nicht verallgemeinern. Allerdings wäre denkbar, daß dieses Ergebnis im Zusammenhang mit dem beobachteten starken Parasitenbefall eine Folge der Verschmutzung des gesamten Saarsystems ist. Wegen dieser Verschmutzung müssen sich Arten, die Wasser mit Güteklasse I (oligosaprob) bevorzugen, auf eine kurze Strecke ihres früheren Verbreitungsgebietes zurückziehen. Daraus resultieren höhere

Dichte der Individuen, Verknappung des Futterangebotes und dadurch bedingte stärkere inter- und intraspezifische Konkurrenz. Aus dieser Situation heraus können auch die Parasiten stärker auftreten. Interessant ist die Tatsache, daß die eingeführte Art Salmo gairdneri größere Längen und höhere Gewichte erreicht als die einheimische Salmo trutta.

In diesem Zusammenhang ergibt sich die Frage nach den Gründen für das spärliche Vorkommen von G. aculeatus in den relativ unbelasteten Nebenflüssen der Saar, wie es auch von MERTEN (1978) in der Nied beobachtet wurde.
Nach HAGEN & GILBERTSON (1972) sind die größten Freßfeinde des Stichlings:

a) in Europa: Esox lucius
Salmo trutta
Perca fluviatilis

b) in Nordamerika:
Ptychocheilus oregonensis
Salmo clarki
Salmo gairdneri (eingeführte Art im Saarsystem)
Salvelinus malma
Salvelinus alpinus

Betrachten wir nun bei MERTEN die Verbreitung der Feinde von G. aculeatus (Abb. 11), so können wir feststellen, daß alle drei europäischen Arten und die eingeführte Art Salmo gairdneri in der Nied vorkommen. An den Stationen I und VII kamen die Stichlinge vor, aber nicht deren Feinde. An den Stationen III, IV und XXI kamen sie vor zusammen mit nur einem Freßfeind, nämlich Perca fluviatilis. Nirgends kamen sie mit Salmoniden oder Esox lucius zusammen vor. In der Nied ist es genauso wie in der Prims, wegen der großen Anzahl ihrer Freßfeinde und der starken Nahrungskonkurrenz, verlagern sich die Stichlingpopulationen in Gebiete mit stärker belastetem Wasser. Hier ist kein Feinddruck vorhanden, wegen der Empfindlichkeit dieser Arten gegenüber verschmutztem Wasser, und das Futterangebot ist reichlich. Hier möchten wir noch einmal die große ökologische Valenz des Stichlings in Erinnerung bringen. Er ist eurohalin, eurythermal, verträgt pH-Werte zwischen 5 und 11,4,

## Stationen (I-XXI) in der Nied

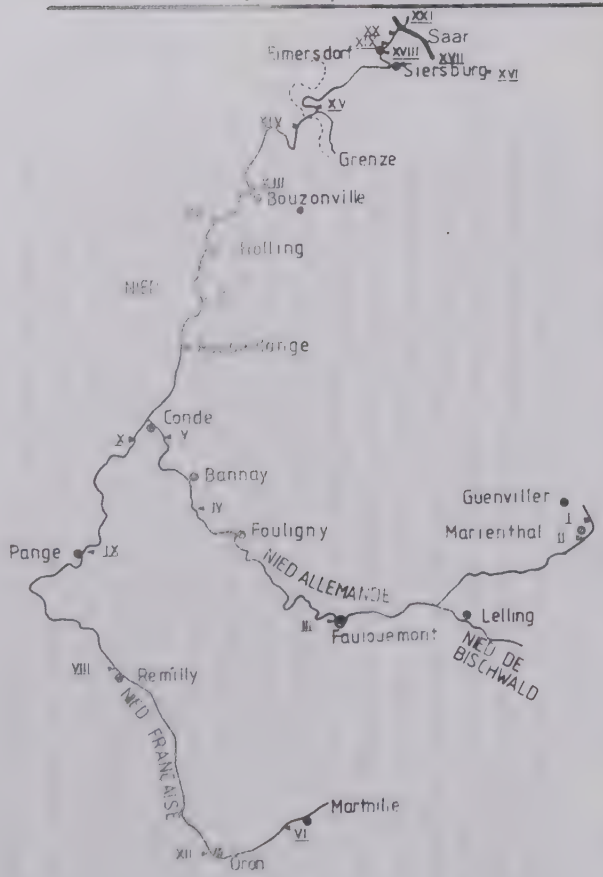



Abb. 1 Ergebnis mit Elektroabfischen in der Nied, MERTEN (1978)

## An den Stationen I-XXI nachgewiesene Fischarten

| Art / Station | N. Allemande | | | | | N. Francaise | | | | | Nied | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | I | II | III | IV | V | VI | VII | VIII | IV | X | XI | XII | XIII | XIV | XV | XVI | XVII | XVIII | XIX | XX | XXI |
| Cottus gobio | / | | / | / | / | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Gobio gobio | / | | / | / | / | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Noemacheilus barbatulus | / | | / | / | / | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Rutitus rutitus | / | | / | / | / | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Scardinius erythroph. | | | / | / | / | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Perca fluviatilis | | | / | / | / | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Leuciscus cephalus | | | / | / | / | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Chondrostoma nasus | | | | / | / | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Abramis brama | | | | | | | | | | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Acerina cernua | | | | | | | | | | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | |
| Alburnus alburnus | | | | | | | | | | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | |
| Carassius carassius | | | | | | | | | | | | | | | / | / | / | / | / | | |
| Cyprinus carpio | | | | | | | | | | | | | | | | | | / | / | | / |
| Lepomis gibbosus | | | | | | | | | | | | | | | | / | / | / | / | / | / |
| Leucaspius delineatus | | | | | | | | | | | | | | | | / | / | / | / | / | / |
| Leuciscus idus | | | | | | | | | | | | | | | | | | | / | / | / |
| Lucioperca lucioperca | | | | | | | | | | | | | | | | | | | / | / | / |
| Alburnoides bipunctatus | | | | | | | | / | / | / | | | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Anguilla anguilla | | | | | | | | / | / | / | | | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Salmo gairdneri | | | | | | | | / | / | / | | | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Barbus barbus | | | | / | / | | | / | / | / | | | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Esox lucius | | | | / | / | | | / | / | / | | | | | | | | / | / | / | / |
| Gasterosteus aculeatus | / | | / | / | / | | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Phoxinus phoxinus | / | | | | | | / | / | / | / | | | | / | | | | | | | |
| Tinca tinca | | | / | / | / | | | | | | | | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| Salmo trutta | | | | | | | | | / | / | | | | | | | | | | | |

ist genetisch sehr variabel (z.B. "trachurus", "semiarmata" und "leiurus"). Tritt in seinem normalen Habitat (Bäche, Sümpfe, Tümpel, Kleingewässer) ein limitierender Faktor auf (Räuberdruck durch heimische und/oder eingeführte Fische, Austrocknung und starke Belastung, dann wandert er ab in Richtung der Flußmündung. In den Oberläufen der Flüsse kann er wegen den Salmoniden nicht überleben. Flußabwärts kann er trotz bestehender Belastung (auch Schwermetalle) durch seine hohe ökologische Valenz an einigen Stellen in der Saar reproduzierende Populationen aufbauen.

In unserer Arbeit haben wir gezeigt, daß Stichlinge in der Saar in der Gewässergüte II und III vorkommen können, bei Gewässergüte IV kann auch er, wie fast alle Fische, nicht mehr existieren. Dort sind der niedrige $O_2$-Gehalt, die teilweise sehr hohen Temperaturen und die sehr starke Verschmutzung, vor allem durch Schwermetalle, eine zu große Hürde. PROSI (1977) zeigte, daß die Stichlinge in der Elsenz, ein Fluß, der nicht so schmutzig ist wie die Saar, an Stellen mit guter $O_2$-Versorgung, eine Brut hochbringen können, die quasi von Geburt an Schwermetalle akkumuliert und anscheinend auch verträgt.

An vielen Stellen der Saar, an denen SCHÄFER (1975 u. 1977) keine Mollusken feststellen konnte, blieben auch unsere Anstrengungen zum Fang von G. aculeatus erfolglos.

Da Schwermetalle, die aquatische Ökosysteme stark beeinflussen können, an Gasterosteus aculeatus sehr gut zu untersuchen sind - auch bei geringsten Mengen von Schwermetallen (Pb und Cd) in Wasser und Sediment, konnten Rückstände in G. aculeatus gefunden werden - kann er, aufgrund seiner außerordentlichen ökologischen Valenz, möglicherweise in Zukunft als sehr guter Bioindikator für Wasser mit der Güteklasse ß- und α-mesosaprob eingesetzt werden.

Drei Fundorte, an denen wir Triturus alpestris (Bergmolch) fanden, Altheim (13), Kerprich-Hemmersdorf (11) und Dillingen (12), sind in der Veröffentlichung von GERSTNER et al. (1978) über die Verbreitung der Reptilien und Amphibien im Saarland, nicht aufgeführt. Somit sind diese drei Fundorte neu für das Saarland.

Experimentelle Kontamination:

Für die Kontamination mit Cd benutzten wir zwei Arten von Cypriniden (Weißfische), eine tropische Art (Hinterindien), Brachydanio rerio (Zebrabärbling) und eine Art der gemäßigten Breiten (Europa), Leuciscus idus (Goldorfe). (s.S. 7 ff.).

In Tab. 5 sind die Daten der Kontamination mit $CdCl_2$ in Brachydanio rerio dargestellt, und die Testbedingungen festgehalten. Danach liegt die maximale, nicht letale Konzentration (für 100% der Fische) bei 23 mg/kg. In Grafik 1 (auf Papier mit Wahrscheinlichkeitsnetz) liegt der $LC_{50}$-Wert für $CdCl_2$ bei B. rerio bei 14,8 mg/kg.

In Tab. 6 sind die Daten der Kontamination mit $CdCl_2$ bei Leuciscus idus dargestellt, ebenfalls mit den Testbedingungen. Bei L. idus liegen die vorher genannten Werte bei 7 bzw. 11 mg/kg. In Grafik 2 von $CdCl_2$ in L. idus sieht man, daß die Gerade nicht so stark geneigt ist. Der $LC_{50}$-Wert liegt bei 8,8 mg/kg.

Vergleichend dargestellt (Tab. ~~21~~ 16) sieht man, daß L. idus wesentlich sensibler auf $CdCl_2$ reagiert als B. rerio.

Tab. 16: Vergleichende Darstellung des $LC_{50}$-96 h-Wertes bei $CdCl_2$

| | B. rerio | L. idus |
|---|---|---|
| Temperatur (°C) | 23 ± 2 | 20 ± 2 |
| maximale Dosis, nicht letal (mg/kg) | 9 | 7 |
| minimale Dosis, 100% letal (mg/kg) | 23 | 11 |
| Schwankungsbreite (mg/kg) | 14 | 4 |
| $LC_{50}$ | 14,8 | 8,8 |

Einen Aspekt, den wir näher untersuchen mußten, war die Schwankungsbreite zwischen der nicht-letalen Maximalkonzentration und der 100%-letalen Minimalkonzentration. Sie unterschied sich bei den beiden Arten sehr stark, bei B. rerio 14 mg/kg, bei L. idus nur 4 mg/kg. Auch bei den $LC_{50}$-Werten zeigten sich große Unterschiede.

Nach BELLAVERE & GORBI (1981) besitzt B. rerio keine große Sensibilität für Cd. FISCHER & GODE (1978) sagten, daß der Zebrabärbling generell weniger empfindlich gegenüber Schadstoffen sei, als die Goldorfe. Dies konnten wir durch unsere Resultate verifizieren.

Ein interessantes Ergebnis erhielten REHWOLDT & KARIMIAN-TEHERANI (1976), die adulten B. rerio Futter mit 10 mg/kg Cadmium verabreichten. Nach sechs Wochen wurden bei den Männchen 5,15 mg/kg und bei den Weibchen 12,95 mg/kg Cadmium (Trockensubstanz) gemessen. In unserem Experiment benutzten wir nur Jungfische, deshalb war die Geschlechtsbestimmung unmöglich. Es wäre interessant herauszufinden, ob dieser unterschiedliche Metabolismus auch bei Jungfischen auftritt.

Für die Tests ist es sehr wichtig, daß die Fische gesund sind. Bei Stichlingen mit Parasiten (z.B. Cestoda oder Endoparasiten) wird die Sensibilität für Cadmium sehr stark heraufgesetzt, ihre Resistenz wird um 50% geschwächt (PASCOE & CRAM, 1977). Die gleichen Autoren gaben auch den $LC_{50}$-96h-Wert für Cd bei Gasterosteus aculeatus mit 6,5 mg/kg an.

Wir haben G. aculeatus in der experimentellen Kontamination zur Ermittlung der $LC_{50}$-Daten oder des Akkumulationsvermögens nicht einsetzen können, weil die Nachzucht im Labor ohne Erfolg blieb. Zwar erfolgte Nestbau und Ablaichen ohne Probleme, die Jungfische starben jedoch innerhalb von 2-3 Wochen. Als mögliche negative Faktoren können eine zu hohe Wassertemperatur

und/oder ungünstige Futterzusammensetzung angenommen werden.
Ebenso konnten aus natürlicher Umgebung gefangene Exemplare für diese Untersuchungen nicht eingesetzt werden, da in diesem Falle bereits a priori eine Schwermetallbelastung besteht und überdies innerhalb einer Population die Belastungswerte stark schwanken können.

Bei Vergleich der erhaltenen $LC_{50}$-Daten für Cd beim Kaltwasserfisch L. idus (8,8 mg/kg) mit Literaturdaten von G. aculeatus (6,5 mg/kg) erweist sich der Stichling als empfindlichere Spezies; dies muß jedoch noch durch vergleichende Untersuchungen verifiziert werden.

Wir haben gefunden, daß G. aculeatus in einer Größe von 2,5 bis 3 cm ohne augenscheinliche Probleme mehr als 30 Tage im Kontaminationsaquarium in Wasser mit künstlicher Elektrolytzusammensetzung überleben kann, so daß in Zukunft diese Spezies ohne weiteres Voruntersuchungen für experimentelle Kontaminationsversuche eingesetzt werden kann.

Unsere statischen Tests dienten dazu, eine akute Toxizität zu untersuchen. Heute besteht die Möglichkeit, einen "Fluß" im Labor nachzubilden um die toxischen Substanzen isoliert und assoziiert betrachten und untersuchen zu können (GUNKEL, 1981). HERMENS & LEEUWANG (1982) beschrieben eine Methode, wie man die Interaktion mehrerer Chemikalien untersuchen kann. Bevor man jedoch eine Untersuchung in einem "Fluß" macht, kann man sich über die $LC_{50}$-Methode eine Grundlage schaffen, mit der man die Werte im "Fluß" einordnen kann.

Eine weitere Möglichkeit ist das aktive Monitoring. Diese Methode findet oft Verwendung bei Fischen. VIEHL hat 1976 (zitiert bei MÜLLER, 1980a) Expositionsversuche mit Leuciscus idus f. "orfus" in der Saar durchgeführt. 1979 hat GERSTNER Expositionsversuche mit Cyprinus carpio und Tinca tinca an verschiedenen Punkten der Saar durchgeführt.

## 6. Zusammenfassung

Diese Arbeit hat als Schwerpunkt die Untersuchung der Vorkommen und der Schwermetallrückstände (Pb und Cd) in Stichlingen (Gasterosteus aculeatus) im Gewässersystem der Saar, einem Nebenfluß der Mosel (linker Nebenfluß des Rheins).

Die 13 Fundorte, an denen wir Stichlinge fingen, sind im Text beschrieben und kartographisch dokumentiert. 11 Fundorte sind mit Schwarz-Weiß-Photographien dokumentiert. Drei der Fundorte sind isolierte Gewässer, die nicht mit dem Saarsystem in Verbindung stehen.

Die Rückstandsanalysen wurden mit Hilfe der Atomabsorptionsspectrophotometrie (AAS) durchgeführt.

Die höchsten Werte für Blei wurden in Saarhölzbach (6,76 mg/kg Trockengewicht) und in Saarburg (6,46 mg/kg) gemessen. Die höchsten Werte für Cadmium waren: Remelfing (Frankreich) mit 0,44 mg/kg und ein Tümpel in einem Steinbruch bei Kerprich-Hemmersdorf mit 0,36 mg/kg. Die durchschnittlichen Konzentrationen für Pb in G. aculeatus direkt aus der Saar lagen bei 4,48 mg/kg (1,00-6,76 mg/kg), die für Cd bei 0,19 mg/kg (0,09-0,44 mg/kg). Es wurden auch die Schwermetallgehalte der Sedimente von Saar und Blies mit den Gehalten in den Stichlingen verglichen.

Auch andere Faktoren, wie z.B. pH-Werte, $O_2$-Gehalt, Temperatur und Klarheit des Wassers und die Biologie von G. aculeatus, wurden in Zusammenhang mit den Vorkommen von G. aculeatus-Populationen diskutiert. Speziell wurde auch die Rolle der Freßfeinde für Stichlinge erläutert.

Oben erwähnte Faktoren in Zusammenhang mit Gewässergüte (Saprobität) und den Schwermetallgehalten an Pb und Cd bildeten die Grundlage für die Diskussion über die aktuelle Verbreitung von Gasterosteus aculeatus im Gewässersystem der Saar.

In experimenteller Kontamination wurde an Zebrabärblingen (Brachydanio rerio) und an Goldorfen (Leuciscus idus) der $LC_{50}$-96 h - Wert für $CdCl_2$ getestet.
Die Ergebnisse waren für B. rerio 14,8 mg/kg, für L. idus 8,8 mg/kg; diese Resultate wurden diskutiert.
Die angewandten Methoden sind in der OECD (1981) beschrieben.

## 7. Resumo

Este trabalho teve por objetivo principal a distribuição e a determinação de metais pesados (Pb e Cd) em engasgagatos (Gasterosteus aculeatus) no Vale do Rio Saar, afluente do Mosel, que por sua vez é afluente do Reno pela margem esquerda.

Os treze pontos, dentro da Bacia do Saar, onde foram encontrados G. aculeatus são descritos e mapeados. Onze dos locais são ilustrados com fotos preto e banco. Três dos locais são águas isoladas sem ligação com o Sistema do Saar.

As anâlises de metais pesados (Pb e Cd) feitas em espectrofotômetro de absorção atômica (AAS).

Para o chumbo, os resultados mais altos foram obtidos, respectivamente, em Saarhölzbach (6,76 mg/kg, peso seco) e Saarburg (6,46 mg/kg). Quanto ao cádmio, os valores mais elevados foram: Remelfing (França) com 0,44 mg/kg e numa antiga pedreira próxima a Kerprich-Hemmersdorf, em cuja parte mais baixa se formou um pequeno lago, onde a concentração foi de 0,36 mg/kg. A concentração média de Pb em G. aculeatus, capturados direto no Saar, foi de 4,48 mg/kg (1,00-6,76) e de Cd 0,19 mg/kg (0,09-0,44). São feitas comparações com os metais pesados nos sedimentos do Saar e do Blies com o teor de Pb e Cd nos engasgagatos.

Outros fatores, tais como pH, $O_2$ dissolvido n'água, temperatura, turbidez e a biologia de G. aculeatus são discutidos juntamente com sua ocorrência. Em especial discute-se aspectos sobre a predação de engasgagatos.

Os fatores acima, mais as cartas de saprobidade, conjuntamentte com metais pesados (Pb e Cd) são discutidos para explicar a atual distribuição do G. aculeatus no Sistema do Saar.

Com relação a contaminação experimental, testamos $CdCl_2$, com paulistinha (Brachydanio rerio) e "goldorfe" (Leuciscus idus) para obter as respectivas $DL_{50}$- 96 h. As quais resultaram em 14,8 mg/kg para B. rerio e apenas 8,8 mg/kg para L. idus, os resultados obtidos são discutidos. O mêtodo utilizado foi o descrito pela OECD (1981).

## 8. Résumé

Le présent travail porte en premieur lieu sur l'étude des résidus de métaux lourds (Pb et Cd) dans les épinoches à trois épingles (Gasterosteus aculeatus)provenant du réseau d'eau de la Sarre, affluent de la Moselle (affluent gauche du Rhin).

Les 13 sites où des épinoches ont été prises, sont décrits dans le texte et reportés sur une carte géographique. 11 sites sont représentés en noir et blanc. En trois cas, il s'agit d'eaux isolées, qui ne sont pas en communication avec le réseau d'eau de la Sarre.

Les analyses des résidus ont été effectuées au moyen de la spectroscopie d'absorption atomique.

Les valeurs Pb les plus élevées ont été relevés à Saarhölzbach (6,76 mg/kg de poids sec) et à Saarburg (6,46 mg/kg), tandis que les valeurs Cd les plus élevées ont été mesurées à Remelfing, France (0,44 mg/kg) ainsi que dans une mare située dans une carrière près de Kerprich-Hemmersdorf (0,36 mg/kg). La concentration moyenne de Pb dans G. aculeatus provenant directtement de la Sarre était de 4,48 mg/kg (1,00 - 6,76 mg/kg), celle de Cd de 0,19 mg/kg (0,09-0,44 mg/kg). Les concentrations de métaux lourds dans les sédiments de la Sarre et la Blies ont été comparées avec les valeurs mesurées dans les épinoches.

D'autres facteurs tels que la valeur pH, la teneur en $O_2$, la température et la clarté de l'eau ainsi que ls biologie de G. aculeatus ont également été descutés. En particulier, le rôle des prédateurs des épinoches fut examiné.

Les facteurs sus-mentionnés plus la qualité d'eau (saprobité) en rapport avec la teneur en les métaux lourds Pb et Cd constituaient la base, sur laquelle la répartition actuelle de Gasterosteus aculeatus dans le réseau d'eau de la Sarre fut discutée.

Dans la partie expérimentelle la valeur $LC_{50}$- 96 h de $CdCl_2$ a été testée chez le petit Danio (Brachydanio rerio) et l'orfe (Leuciscus idus), la valeur obtenue étant de 14,8 mg/kg pour B. rerio et de 8,8 mg/kg pour L. idus. Ces résultats furent discutés. Les méthodes mises en oeuvre sont décrites dans l'OCDE (1981).

## 9. Summary

The present work mainly deals with studies of the residues of heavy metals (Pb and Cd) in sticklebacks (Gasterosteus aculeatus) from the water system of the Saar river, an affluent of the Moselle (left tributary of the Rhine).

The 13 sites from which sticklebacks were taken are described in the text and shown in a map. 11 sites are represented in black and white. 3 sites are isolated waters which are not connected with the Saar river system.

The residue analyses have been carried out by atomic absorption spectroscopy (AAS).

The highest lead concentrations were found to occur at Saarhölzbach (6,76 mg/kg dry weight) and at Saarburg (6,46 mg/kg), whereas the highest Cadmium values were measured at Remelfing, France (0,44 mg/kg) and in a pool in a quarry near Kerprich-Hemmersdorf (0,36 mg/kg). The average concentration of Pb in G. aculeatus taken directly from the Saar river amounted to 4,48 mg/kg (1,00-6,76 mg/kg) as against 0,19 mg/kg (0,09-0,44 mg/kg) for Cd The concentration levels of heavy metals in the sediments of the Saar and Blies rivers have been compared with the levels found in the stickleback specimens.

Other factors such as the pH value, $O_2$ content, temperature and clearness of the water as well as the biology of G. aculeatus have also been discussed. In particular, the part played by the predators of sticklebacks has been investigated.

The above factors including the water quality (saprobity) in conjunction with the concentration levels of the heavy metals Pb and Cd served as a basis for discussing the present distributionpattern of Gasterosteus aculeatus in the water system of the Saar river.

In the experimental part, $LC_{50}$-96 h value of $CdCl_2$ was tested using Zebra fish (Brachydanio rerio) and orfe (Leuciscus idus) as test species. The value obtained amounted to 14,8 mg/kg in B. rerio and 8,8 mg/kg in L. idus. The methods applied are described in the OECD (1981).

10. Literatur

ALLEN, J. R. M. & WOOTTON, R. J. 1982. The effect of ratio and temperature on the growth of the three-spined stickleback, Gasterosteus aculeatus. Journal of Fish Biology, 20 (4): 409-422.

AMAOKA, K. & HARUTA, C. 1972. Three-spined stickleback Gasterosteus aculeatus aculeatus, new record from Shimonoseki. Jap. J. Ichthyol., 19: 128-131.

BAGGERMAN, B. 1957. An experimental study on the timing of breeding and migration in the three-spined stickleback (Gasterosteus aculeatus L.). Arch. néerl. Zool., 12: 105-317.

----1969. Influence of photoperiod and temperature on the timing of the breeding season in the stickleback, Gasterosteus aculeatus. Gen. Comp. Endocrinol., 13: 491.

----1972. Photoperiod responses in the stickleback and their control by a daily rhythm of photosensitivity. Gen. Comp. Endocrinol. Suppl., 3: 466-476.

BANARESCU, P. 1980. Die Karpfenähnlichen, in Grzimeks Tierleben, Band 4. Deutscher Taschenbuch Verlag. München.

BASTOS, E. K. 1979. Estudos sobre a Ecologia de Rivulus punctatus BOULENGER, 1895 na regiao do Distrito Federal, Brasil, (Pisces; Cyprinodontidae; Rivulinae), com consideraçoes sistemáticas e zoogeográficas. "Diplomarbeit", Univ. Brasília.

BASTOS, E. K. 1980. A propósito da introduçao de peixes no Distrito Federal, Brasil, e suas consequências para ictiofauna regional. Rev. Nort. Biol., 3 (1): 109-113.

----1982. Punktierter Bachling, eine relativ unbekannte Art für Aquarianer in Deutschland. VDA Bezirks-Journal 13 Saar, 5 (4): unpaginiert.

----1984. Cynolebias boitonei, in Zentralbrasilien beobachtet. Das Aquarium, 18 (177): 119-123.

BASTOS, E. K. & LOURENÇO, W. R. 1983. L'habitat et le biotope de Rivulus punctatus Boulenger, 1895, dans la région du District Fédéral, Brésil (Pisces, Cyprinodontidae). Rev. fr. Aquariol., 10 (1): 1-4.

BECKER, R. 1976. Geochemische Untersuchung der Sedimente des Flusses Blies, Saarland. Naturwissenschaft, 63 (3): 144-145.

BECKER, W. 1983. Guppy's-trotz Schnee und Eis in saarländisches Freigewässern. VDA Bezirks-Journal 13 Saar, 6 (1): unpaginiert.

BELLAVERE, C. & GORBI, J. 1981. Comparative analysis of acute toxicity of chromium, copper and cadmium to Daphnia magna, Biomphalaria glabrata and Brachydanio rerio. Environ. Technol. Lett. 2 (3): 119-128.

BERG, L. S. 1949. "Freshwater Fishes of the U.S.S.R. and Adjacent Countries". Jerusalem (1965).

BERTIN, L. 1925. Recherches bionomiques, biométriques et systématiques sur les Epinoches (Gastérostéides). Ann. Inst. Oceanogr. Monaco, 2: 1-204.

BLANC, M., BANARESCU, P., GAUDET, J.-L. & HUREAU, J.-C. 1971. European Inland Water Fish. Amultilingual catalogue. Fishing News. London. (FAO).

BUDE, A. 1981. Bestimmung des Quantitativen einflusses von biologischen, physikalischen und chemischen Faktoren auf die Bioakkumulation in Fischen am Beispiel von 2, 5, 4'-Trichlorbiphenyl und Pentachlorphenol. Dissertation, Tec. Univ. München.

CALAMARI, D., GAGGINO, G. F. & PACCHETTI, G. 1982. Toxicokinetics of low levels of cadmium, chromium and nickel and their mixture in long-term treatment on Salmo gairdneri. Chemosphere, 11 (1): 59-70.

COAD, B. W. & POWER, G. 1974. Meristic variation in the three-spined stickleback, Gasterosteus aculeatus, in the Matamek River system, Quebec. J. Fish. Res. Bd. Canada, 31: 1155-1157.

COHEN, S. & McFARLAND, D. 1979. Timesharing as a mechanism for the control of behaviour sequences during the courtship of the three-spined stickleback (Gasterosteus aculeatus). Anim. Behav., 27: 270-283.

DOUDOROFF, P. 1957. Water quality requirements of fishes and effects of toxic substances. In The physiology of fishes. Ed. M. E. Brown. Vol. II. Academic Press. New York.

EIFAC. 1975. Techn. Paper 24. Report on fish toxicity testing procedures. FAO Rom.

ELLGAAD, E. G. & RUDNER, T. W. 1982. Lead acetate: Toxicity without effects on locomotor activity of the bluegill sunfish, Lepomis macrochirus. J. Fish Biol.,21 (4): 411-416.

ENK, M. D. & MATHIS, B. J. 1977. Distribution of cadmium and lead in a stream ecosystem. Hydrobiologia, 52: 153-158.

FISCHER, W. K. & GODE, P. 1978. Vergleichende Untersuchung verschiedener Methoden zur Prüfung der Fischtoxizität unter besonderer Berücksichtigung des Deutschen Goldorfentestes und des ISO-Zebrafischtestes. Z. f. Wasser- und Abwasser- Forschung, 11: 99-105.

FOGELS, A. & PRAGUE, J. B. 1977. Comparative short-term tolerance of zebrafish, flagfish and rainbow trout to five poisons including potencial reference toxicants. Water Res., 11 (9): 811-817.

FÖRSTNER, U. & MÜLLER, G. 1974. Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Springer Verlag. Berlin.

----1976. Heavy metal pollution monitoring by river sediments. Fortschr. Miner., 53 (2): 271-288.

FÖRSTNER, U. & WITTMANN,G. T. W. 1981. Metal pollution in the aquatic environment. 2° revised Ed. Springer Verlag. Berlin.

FREITAG, D., GEYER, H., KOTZIAS, D., KRAUS, A. & VISWANATHAN, R. 1981. Erfahrungen mit der Ökotoxikologischen Profilanalyse und Bedeutung der erhaltenen Daten. GSF-Bericht Ö-599: 139-156.

FREITAG, D., GEYER, H., KRAUS, A., VISWANATHAN, R., KOTZIAS, D., ATTAR, A., KLEIN, W. & KORTE, F. 1982. Ecotoxicological profile analysis. Ecotoxicol. Environ. Saf., 6: 60-81.

FRY, F. E. 1957. The aquatic respiration of fish. In The physiology of fishes. Ed. M. E. Brown. Academic Press. New York.

GERSTNER, J. 1979. Biomassenentwicklung exponiert Fische, Cyprinus carpio L. und Tinca tinca (L.), an Standorten unterschiedlicher Gewässergüte im Bereich der mittleren Saar. Diplomarbeit, Univ. Saarlandes.

GERSTNER, J. MAY, B., RAUSCH, H. & SCHÖNFELD, W. 1978. Ergebnis einer Erhebung der Amphibien- und Reptilienvorkommen im Saarland unter besonderer Berücksichtigung des Stadtverbandes Saarbrücken, sowie der Landkreise Saarlouis und Merzig-Wadern in den Jahren 1976 und 1977. Abh. Arb. Gem. tier- u. pfl. geogr. Heimatforsch. Saarl. 8: 163-183.

GODE, P. 1980. Methoden zur Prüfung der akuten Toxizität. In Methoden der Toxizitätsprüfung an Fischen. Harald Bolt Verlag. Boppard. DFG.

GUNKEL, G. 1981. A continuous flow apparatus for fish used for fish used for studying long-term bioaccumulation. Arch. Hydrobiol. Suppl., 59 (2/3): 288-300.

GUTZ, M. 1969. Eine experimentelle Studie zur Physiologie des dreistachligen Stichlings Gasterosteus aculeatus L. Dissertation, Univ. Saarlandes.

----1970. Experimentelle Untersuchungen zur Salzadaptation verschiedener Rasse des Dreistachlingen Stichlings (Gasterosteus aculeatus L.) Int. Rev. ges. Hydrobiol. 55: 845-894.

HAGEN, D. W. & GILBERTSON, L. G. 1972. Geographic variation and environmental selection in Gasterosteus aculeatus L. in the Pacific northwest, America. Evolution, 26: 32-51.

HAIDER, 1976. Bleirückstände im Fisch und ihr Nachweis. Fisch und Umwelt, 2: 37-49.

HAMBURGER, B., HABERLING, H. & HITZ, H. R. 1977. Vergleichende Prüfungen der Fischtoxizitäten an Elritzen, Forellen und Goldorfen. Arch. Fisch. Wiss. 28: 45-55.

HASLER, D. 1957. The sense organs: olfactory and gustatory senses of fishes. In The physiology of fishes. Ed. E. Brown. Vol. II. Academic Press. New York.

HAWKES, H. 1957. Biological Aspects of River Pollution. In Aspects of river pollution. Ed. L. Klein. Butterworths. London.

HEBIG, W. 1978. Neubeschreibungen von Fischen in der Zeitschrift "Aquarien Terrarien", nebst Bemerkungen zu einer neuen Farbvariante von Giardinus metallicus Poey, 1854. Zoologische Abh. st. Mus. Tierk.,Dresden, 35 (7):113-128.

HENSCHKE, F., PESCH, H. J. & WUNDER, W. 1982. Cadmium-induced vertebral columm ankylosis in whitefish (Coregonus wartmanni). Pathol. Res. Pract., 173 (4): 359-368.

HERMENS, J. & LEEUWANGH, P. 1982. Joint toxicity of mixtures of 8 and 24 chemicals to the Guppy (Poecilia reticulata). Ecotox. Environm. Safety, 6 (3): 302-310.

HEUTS, M. J. 1945. La regulation minerale en fonction de la temperature chez Gasterosteus aculeatus L. Ann. Soc. Zool. Belg.,76: 88-99.

----1947. The phenotypic variability of Gasterosteus aculeatus L. populations in Belgium. Meded. Kon. Vl. Akad. Wetensch., 9 (25): 1-63.

HÖLZINGER, J. 1977. Der Einfluß von Sulfit-Zellstoff-Abwässern und Schwermetallen auf das Ökosystem des Öpfinger Donaustausees. J. Ornit., 11: 329-415.

HOPPSTÄDTER, K. 1963. Die Saar als Wasserstraße. Z. Gesch. Saargegend, 13: 9-82.

HYNES, H. B. N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (Gasterosteus aculeatus and Pygosteus pungitius), with a review of methods used in studies of the food of fishes. J. Anim. Ecol., 19: 36-58.

JONES, J. R. E. 1935. The toxic action of heavy metal salts on the three-spined stickleback (Gasterosteus aculeatus). J. Exp. Biol., 12: 165-173.

----1938. The relative toxicity of salts of lead, zinc and copper to the stickleback (Gasterosteus aculeatus L.) and the effect of calcium on the toxicity of lead and zinc salts. J. Exp. Biol., 15: 394-407.

----1939. The relationship between the eletrolytic solution pressure of the metals and their toxicity to the stickleback (Gasterosteus aculeatus L.). J. Exp. Biol., 16: 425-437.

----1947. The oxygen consumption of Gasterosteus aculeatus L. in toxic solutions. J. Exp. Biol., 23: 298-311.

----1948. A further study of the reactions of fish to toxic solutions. J. Exp. Biol., 25: 22-34.

----1952. The reactions of fish to water of low oxygen concentration. J. Exp. Biol., 29: 403-415.

----1957. Fish and river pollution. In Aspects of river pollution. Ed. L. Klein. Butterworths. London.

----1964. Fish and river pollution. Butterworths. London.

JORDAN, C. M. & GARSIDE, E.T. 1972. Upper lethal temperatures of three-spine stickleback, Gasterosteus aculeatus (L.), in relation to thermal and osmotic acclimation, ambient salinity and size. Can. J. Zool., 50: 1405-1411.

KELLER, R., MAURER, H. & PAUL, H.-J. 1978. "Karte Flußgebiet". In Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland. Harald Boldt Verlag. Boppard. DFG.

KIRSCHBAUM, F. 1977. Zur Genetik einiger Farbmustermutanten der Zebrabarbe Brachydanio rerio (Cyprinidae, Teleost) und zum Phänotyp von Artbastarden der Gattung Brachydanio. Biologisches Zbl., 96 (2): 211-222.

KNÖPP, H. 1979. Physikalische, chemische und biologische Beschaffenheit der Oberflächengewässer. In Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland. Harald Boldt Verlag. Boppard. DFG.

LABAT, R., ROQUEPLO, C., RICARD, J.-M., LIM, P. & BURGAT, M. 1977. Actions ecotoxicologiques de certains metaux (Cu, Zn, Pb, Cd) chez le poissons dulçaquicoles de la rivière Lot. Annales Limnol., 13 (2): 191-207.

LAGLER, K., BARDACH, J., MILLER, R. & PASSINO, D. 1977. Ichthyology. John Wiley & Sons. New York.

MACAN, T. T. 1978. Freshwater ecology. Longman. London.

MANN, H. 1975. Der Goldorfentest. Deutscher Verlag zur Prüfung der Wirkung von chemischen Stoffen auf Fische. Vom Wasser, 44: 1-13.

----1976. Fischtest mit Goldorfen zur vergleichenden Prüfung der akuten Toxizität von Wasserinhaltsstoffen und Abwässern- Praktische Erfahrungen aus drei Ringtesten. Z. f. Wasser- und Abwasser-forschung, 9: 103-109.

MANN, H. 1977. EG-Richtlinien des Rates über Qualitätsanforderungen an für den Fischbestand geeignetes Süsswasser. Arbeiten des Dtsch. Fischereiverbandes.

----1981. Die Goldorfe (Leuciscus idus melanotus) im Fischtoxizitätstest. In Fisch und Umwelt 9: 7-14.

MATHIS, B. J. & CUMMINGS, T. F. 1973. Selected metals in sediments, water and biota in the Illinois River. J. W. P. C. F., 45: 1573-1583.

MATTHIESSEN, P. and BRAFIELD, A. E. 1973. The effects of dissolved zinc on the gills of the stickleback Gasterosteus aculeatus L. J. Fish Biol., 5: 607-613.

MAYLAND, H. J. 1979. Kaltwasserfische, Zier-, Nutz- und Raubfische für Zimmer- und Schauaquarien oder Zierteiche. Albrecht Philler Verlag. Minden.

McINERNEY, J. E. & EVANS, D. O. 1970. Action spectrum of the photoperiod mechanism controlling sexual maturation in the threespine stickleback, Gasterosteus aculeatus. J. Fish. Res. Bd. Canada, 27: 749-763.

McPHAIL, J. D. 1969. Predation and the evolution of a stickleback (Gasterosteus). J. Fish. Res. Bd. Canada, 26: 3183-3208.

MEISCH, H.-U., REINLE, W. & BIELIG, H. J. 1978. Schwermetalle in Sedimenten der Saar. Gewässerkdl. Mitt., 22 (1): 2-8.

MERL, G. 1976. Mögliche Rückwirkungen der durch die Saarkanalisierung bedingten Wasserqualitätsveränderungen auf Wassernutzungkosten. Examenarbeit, Univ. Saarlandes.

MERTEN, A. 1978. Die Diversität der Fischfauna der Nied von der Quelle bis zur Mündung. Diplomarbeit, Univ. Saarlandes.

MERTEN, A. & MÜLLER, P. 1978. Fischarten der Nied (Frankreich/Deutschland) im Jahre 1977. VDSF-Informationsdienst, 11: 25-27.

MICHAELY, A. 1981. Elektroabfischung an Prims und Ihner-Bach. Angler-Post. 03.1981: 1-4.

MILLER, R. R. & HUBBS, C. L. 1969. Systematics of Gasterosteus aculeatus with particular reference to integradation and introgression along the Pacific coast of North America: a commentary on a recent contribution. Copeia 1969: 52-69.

MÜLLER, G. & PROSI, F. 1957. Cadmium in Fischen des mittleren und unteren Neckars Veränderungen seit 1973. Naturwissenschaften, 64: 530-531.

----1978. Verteilung von Zink, Kupfer und Cadmium in verschiedenen Organen von Plötzen (Rutilus rutilus) aus Neckar und Elsenz. Z. Naturforsch., 33c: 1-14.

MÜLLER, P. 1974. Ökologische Kriterien für die Raum- und Stadtplanung. Umwelt-Saar 1974: 6-51.

MÜLLER, P. 1975. Vorkommen der Nase (Chondrostoma nasus) bei Völklingen in der Saar. Der Sportfischer.

----1979. Ökosystemare Standardisierung ökologischer Informationen für die Bewertung von Städten. Faun. -flor. Notizen Saarland, 11 (3-4): 13-21.

----1980a. Ökologischer Zustand der Saar vor Ihrer "Kanalisierung". Abh. Arb. gem. f. tier- u. pflanzengeogr. Heimatforsch. Saarl., 10: 3-177.

----1980b. Informationsgehalt von Tieren für die Bewertung saarländischer Landschaften und Fließ-gewässer. Ein Welt- darin zu leben. Umwelt Minist. Saarland: 70-130.

----1980c. Biogeographie. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.

----1981. Arealsysteme und Biogeographie. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.

MÜNZING, J. 1959. Biologie, variabilität und genetik von Gasterosteus aculeatus L. (Pisces). Untersuchungen in Elbegebiet. Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 44: 317-382.

----1963a. The evolution of variation and distributional patterns in European populations of the three-spined stickleback, Gasterosteus aculeatus. Evolution, 17: 320-332.

----1963b. Die Verbreitung des Dreistachlingen Stichlings in Europa. Natur u. Mus., 93: 284-290.

MÜNZING, J. 1964. Variabilität und Verbreitung von Gasterosteus aculeatus L. (Pisces) in Europa. Verh. Ver. naturw. Unternh. Heimatforsch. Hamb., 36: 1-22.

----1972. Polymorphe populationen von Gasterosteus aculeatus L. (Pisces, Gasterosteidae) in sekundären intergradionszonen der Deutschen Bucht und benachbarter Gebiete. Faun. Okol. Mitt., 4: 69-84.

NAGEL, P. 1978. Adventivarten der Süßwasserfauna von Saar und Mosel (Evertebrata). Faun. -flor. Notizen Saarland, 10 (3): 23-31.

----1981. Organismen als Indikatoren für die Gewässergüte, dargestellt am Beispiel der Saar. 43. Deutscher Geographentag 1981, Mannheim.

NAGEL, P. & MÜLLER, P. 1979. Ökologische Bewertung der Saar im Verdichtungsraum von Saarbrücken. Verh. Ges. Ökol. (Münster, 1978), 7: 129-138.

NIKOLSKY, G. V. 1963. The Ecology of Fishes. Academic Press. London.

OECD. 1981. Guidlines for testing of chemicals. Paris.

OKADA, Y. 1955. Fishe of Japan. Maruzen CO., LTD. Tokyo.

----1959/1960. Studies on the freshwater fishes of Japan. J. Fac. Fish. Pref. Univ. Mie, 4: 1-860.

OSSANAI, J. 1980. Efeitos dos Metais Pesados na Saúde. In I Sem. sobre Pol. por Met. Pes. Brasília (SEMA): 103-128.

PASCOE, D. & CRAM, P. 1977. The effect of parasitism on the toxicity of Cd to the three-spined stickleback, Gasterosteus aculeatus L. J. Fish Biol., 10: 467-472.

PASCOE, D. & MATTEY, D. L. 1977. Studies on the toxicity of cadmium to three-spined stickleback Gasterosteus aculeatus L. J. Fish Biol., 11 (2): 207-215.

PO-YUNG, L., METCALF, R. L., FURMAN, R., VOGEL, R. & HASSET,J. 1975. Model ecosystem studies of lead and cadmium and of urban sewage sludge containing these elements. J. Environ. Qual., 4: 505-509.

PROSI, F. 1977. Schwermetallbelastung in den Sedimenten der Elsenz und ihre Auswirkung auf limnische Organismen. Dissertation, Univ. Heidelberg.

----1981. Heavy metals in aquatic organisms. In Mettal pollution in the aquatic environment. 2° revised. Ed. Springer Verlag. Berlin.

REHWOLDT, R. & KARIMIAN-TEHERANI, D. 1976. Uptake and effect of cadmium on zebrafish. Bull. envir. Contam. Toxicol., 15 (4): 442-446.

REICHENBACH-KLINKE, H.-H. 1966. Krankheiten und Schädingungen der Fische. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

----1974. Der Süßwasserfisch als Nährstoffquelle und Umweltindikator. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

REICHENBACH-KLINKE, H. -H. 1976. Überblick über die für Fische schädlichen Gifte in abwasser. In Fisch und Umwelt 2: 3-7.

----1978. Zur ökologie der Schwermetallanreicherung in Fischen. In Fisch Umwelt 6: 7-11.

----1981. Begriffe und Definitionen in der Fischtoxikologie. In Fisch und Umwelt 9: 1-5.

----1982. Der Fisch als Spiegel der Umwelt-Gedanken zur Situation unserer Gewässer. Info-Dienst. Bund Naturschutz in Bayern.

REISMAN, H. M. 1968. Effects of social stimuli on the secondary sex characters of male three-spined sticklebacks, Gasterosteus aculeatus. Copeia 1968: 816-826.

ROALES, R. R. & PERLMUTTER, A. 1974. Toxicity of zinc and cygon, applied singly and jointly, to zebrafish embryos. Bull. envir. Contam. Toxicol., 12 (4): 475-480.

SALÁNKI, J., V.-BALOGOH, K. & BERTA, E. 1982. Heavy metals in animals of Lake Balaton. Water Res., 16 (7):1147-1152.

SAUER, V. 1975. Gewicht und Größe von Fischen in belasteten und unbelasteten Gewässern des Saar-Mosel-Raumes. Staatsexamensarbeit, Univ. Saarlandes.

SCHÄFER, A. 1975. Die Bedeutung der Saarbelastung für die Arealdynamik und Struktur von Molluskenpopulation. Dissertation, Univ. Saarlandes.

SCHÄFER, A. 1976a. Zur Frage der Einwanderung von Potamopyrgus jenkinsi (SMITH, 1889), Physa acuta DRAPARNAUD, 1805 und Dreissena polymorpha (PALLAS, 1771) in die Saar. Faun. -flor. Notizen aus dem Saarland, 8 (1):9-13.

----1976b. Diversitätsanalysen von Molluskenpopulationen und Expositionstests als Kriterien für die Darstellung ökologischer Probleme der Saarkanalisierung. Faun. -flor. Notizen aus dem Saarland, 8 (3-4): 1-12.

----1977. Möglichkeiten und Bedeutung quantitativer Erfassung von Benthoszönosen in einem anthropogen überformten Fließgewässer, dargestellt am Beispiel der Saar. In R. Tüxen (Hrsg.), Vegetation und Fauna. Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskde., Vaduz.

SCHÄFER, A. & MÜLLER, P. 1976. Auswirkungen der Saarbelastung auf die Speziesdiversität von Benthosbiozönosen und die Verweildauer exponierter Organismen. Verhdl. Ges. Ökologie, Wien.

SCHNEIDER, S. 1972. Fernerkundungsverfahren im Dienste der Umweltforschung Beispiele von der mittleren Saar. Umwelt-Saar 1972: 19-27.

SCHWOERBEL, J. 1980. Einführung in die Limnologie. 4 Auf. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

SCOTT, W. B. & CROSSMAN, E. J. 1973. Freshwater Fishes of Canada. Bull. Fish. Res. Bd. Canada, 184.

SIOLI, H. 1981. Rios tropicais: problemas ecológicos e relaçoes à condiçoes ambientais terrestres. Brasil Florestal, 9 (1): 9-30.

-----1982. Tropische Flüsse in ihren Beziehungen zur terrestrischen Umgebung und Hinblick auf menschliche Eingriffe. Arch. Hydrobiol., 95 (1/4): 463-485.

SLOOFF, W. 1982. Skeletal anomalies in fish from polluted surface waters. Aquat. toxicol. (AMST) 2 (3): 157-173.

SOLTZ, D. L. & NAIMAN, R. J. 1978. The natural history of natives fishe in the Death Valley. System. Nat. Hist. Mus. Los Angeles County., Science Serie, 30: 1-76.

SPERANZA, A. W., SEELEY, R. J., SEELEY, V. A. & PERLMUTTER, A. 1977. The effect of sublethal concentrations of zinc on reproduction in the zebrafish, Brachydanio rerio, Hamilton-Buchanan. Environmental Pollut., 12 (3):217-222.

STARÝ, J., KRATZER, K., HAVLIK, B., PRÁSILOVÁ, J. & HANUSOVÁ, J. 1982. The cumulation of zinc and cadmium in fish (Poecilia reticulata). Int. J. Environ. Anal. Chem., 11 (2): 117-120.

STERBA, G. 1977. Süßwasserfische aus aller Welt. Verlag J. Neumann-Neudamm. Melsungen.

TINBERGEN, N. 1951. The study of instinct. Claredon Press. Oxford.

TUGENDHAT, B. 1960. The normal feeding behavior of the three-spined stickleback (Gasterosteus aculeatus L.). Behaviour, 15: 284-318.

UHLMANN, D. 1975. Hydrobiology ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

VALDEZ, R. A. & HELM, W. T. 1971. Ecology of three-spine stickleback Gasterosteus aculeatus Linnaeus on Amchitka Island, Alaska. Bioscience, 21: 641-645.

VANDEN-EECKHOUDT, J. P. 1947. Recherches sur l'influence de la lumière sur le cycle sexuel de l'epinoche (G. aculeatus). Ann. soc. roy. zool. Belg., 77: 83.

VOGT, G. & KITTELBERGER, F. 1976. Schwermetallanreicherung in Fischen des Rheines. Fisch Umwelt, 2: 9-12.

WACHS, B. 1978. Kontamination der Oberflächengewässer durch Cadmium. In Schadstoffe im Oberflächenwasser und im Abwasser. Oldenbourg Verlag. München.

WEISS, A. G. 1978. Entwicklung neuer Produkte in der chemischen Industrie unter besonderer Berücksichtigung toxikologischer und ökologischer Aspekte. In Schadstoffe im Oberflächenwasser und im Abwasser. Oldenbourg Verlag. München.

WELZ, B. 1975. Atom-Absorptions-Spektroskopie. 2. Auf. Verlag Chemie. Weinheim.

WILLIAMSON, P. 1980. Variables affecting body burdens of lead, zinc, cadmium in a roadside population of the snail Cepaea hortensis Müller. Oecologia (Berl.) 44: 213-220.

WISSMATH, P. & KLEIN, J. 1981. Die Schwermetallbelastung von Fischen. In Fisch und Umwelt 9: 15-23.

WOOTTON, R. J. 1976. The biology of the stickleback. Academic Press. London.

ZADORY, L. 1980. Allelpolymorphismus bei Physa acuta DRAP. (Pulmonata, Gastropoda) in Abhängigkeit von physikalisch-chemischen Wassereigenschaften der Saar. Diplomarbeit, Univ. Saarlandes.

----1981. Genetische Differenzierung bei Physa acuta DRAP. Faun. -flor. Notizen aus dem Saarland, 13 (4): 95-105.

----1983. Untersuchungen zu Beziehung zwischen Allelpolymorphismen und Schwermetallgehalten bei aquatischen Invertebraten. Dissertation, Univ. Saarlandes.

ZADORY, L. & MÜLLER, P. 1981. Potencial use of freshwater molluscs for monitoring river pollution. GeoJournal, 5 (5): 433-445.

ZEIGER, G. 1975. Zeigerqualität exponierter Organismen für die Wassergüte der Saar bei Ensdorf. Examenarbeit, Univ. Saarlandes.

ANHANG

| Fundort | UTM |
|---|---|
| 1. Remelfing | 32ULV 600 390 |
| 2. Güdingen | " 560 510 |
| 3. Saarbrücken | " 520 550 |
| 4. Gersweiler | " 470 570 |
| 5. Saarhölzbach | " 260 890 |
| 6. Saarburg | " 230 980 |
| 7. Saargemünd | " 590 420 |
| 8. Habkirchen | " 630 430 |
| 9. Siersdorf | " 300 710 |
| 10. Büschfeld | " 450 840 |
| 11. Kerprich-Hemmersdorf | " 270 680 |
| 12. Dillingen | " 320 690 |
| 13. Altheim | " 770 470 |

Liste der UTM-Koordinaten der Stichlingfundorte (Rastergröße 1 km).

| Fundort | Pb - Resultate (ppm) | $\bar{x}$ |
|---|---|---|
| 1. Remelfing | 1,05 u. 0,96 | 1,0 |
| 2. Güdingen | 3,83 u. 6,02 | 4,93 |
| 3. Saarbrücken | 4,33 u. 4,13 | 4,23 |
| 4. Gersweiler | 2,77 u. 4,18 | 3,48 |
| 5. Saarhölzbach | 6,79 ; 5,85 u. 7,63 | 6,76 |
| 6. Saarburg | 5,06 ; 5,39 ; 4,37 u. 11,03 | 6,46 |
| 7. Saargemünd | 1,05 u. 2,23 | 1,64 |
| 8. Habkirchen | 1,03 u. 2,52 | 1,77 |
| 9. Siersdorf | Spuren u. 0,82 | 0,41 |
| 10. Büschfeld | 0,60 u. 0,59 | 0,60 |
| 11. Kerprich-Hemmersdorf | 0,70 ; 0,93 ; 0,62 u. 0,61 | 0,72 |
| 12. Dillingen | Spuren, Spuren u. Spuren | - |
| 13. Altheim | Spuren, Spuren | - |

Tabelle 4 enthalt die gemessenen Cadmiumkonzentrationen in Gasterosteus aculeatus. Oben sind die entsprechenden Werte für Blei aufgelistet.

$\bar{x}$ = arithmetische Mittelwert

Spuren 0,05 ppm

Umrechnung von Schwermetall-Konzentrationen in G. aculeatus

$$\frac{\text{Vol. Probenlösung}}{\text{Probeneinwaage}} \times \text{Verdünnung} \times \text{Konzentration der Probenlösung} =$$

= Konzentrationsprobe

ml/mg x ng/l = ng/g = ppb

z. B.:

$$\frac{10,22}{0,063} \times 2 \times 34 = 11031,11 \text{ ng/g Pb}$$

$$\frac{10,26}{0,094} \times 1 \times 4,5 = 491,17 \text{ ng/g Cd}$$

Abkürzung

$F_L$ = Verdünnungsfaktor

$\sigma$ = Leitfähigkeit

# LEBENSLAUF

Name: Eduardo Kunze BASTOS

## I. Persönliche Angaben

Geburtsdatum: 08.08.1949
Staatsangehörigkeit: Brasilianer
Geburtsort: Rio de Janeiro - RJ

Eltern: Dr. Orestes da Cunha Bastos (versorben)
Elza Kunze Bastos

## II. Ausbildungsgang:

1955 bis 1960 Grundschule, "Ginásio de Brasília", Brasília-DF.

1961 bis 1968 Gymnasium, "Colégio La Salle", Brasília-DF.

1969 bis 1972 Universität Brasília, Abschluß "Baccalaureus" in biologischen Wissenschaften, Fachrichtung Biomedizin.

1976 bis 1979 Universität Brasília, Abschluß "Diplom-Ökologe". Titel der Diplomarbeit: "Studien über die Ökologie von Rivulus punctatus BOULENGER, 1895, im Gebiet des Bundesdistrikts, Brasilien (Pisces; Cyprinidontidae; Rivulinae), unter Berücksichtigung systematischer und Zoogeographischer Betrachtungen". Unter der Leitung von Dr. Reimar Schaden.

SS 1980 Beginn der Promotionsarbeit an der Universität des Saarlandes, Fachrichtung Biogeographie, unter der Leitung von Prof.Dr.rer.nat. Paul Müller